

Е.П. ЯНИН

**ТЕХНОГЕННЫЕ
РЕЧНЫЕ ИЛЫ**

**(условия формирования,
вещественный состав,
геохимические особенности)**

УДК 550.4+551.4+556.536

ББК 26.30

Я62

Янин Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). – М.: НП «АРСО», 2018. – 415 с.

В книге обсуждаются результаты многолетнего изучения вещественного состава, геохимических особенностей, условий и процессов формирования техногенных речных илов – нового вида современных речных отложений, образующихся в реках в зонах влияния различных источников загрязнения. Рассмотрены источники техногенного осадочного материала и геохимические условия среды аллювиального осадконакопления, особенности морфологии и строения техногенных илов, их гранулометрические характеристики, минеральный и химический составы. Обоснованы методические приемы выявления техногенных геохимических аномалий и анализа техногенных геохимических ассоциаций в речных отложениях, систематизированы показатели, используемые для оценки интенсивности техногенного загрязнения и экологического состояния водотоков. Анализируются особенности концентрирования и распределения химических элементов и их соединений, формы нахождения тяжелых металлов и обменные катионы в техногенных илах и фоновом аллювии, состав иловых вод. Показана роль эпифитовзвеси в перераспределении поступающего в водотоки осадочного материала и связанных с ним химических элементов. Дается эколого-геохимическая оценка трансформации пойменных ландшафтов при разливах рек и использовании речных вод для орошения в условиях техногенного загрязнения. Рассмотрены вторичные преобразования техногенных илов и обосновано их значение как источника загрязнения водной массы и гидробионтов.

Табл. – 334; рис. – 113; список лит. – 1092 назв.

Рецензенты:

доктор геолого-минералогических наук *И.В. Галицкая*,
кандидат геолого-минералогических наук *С.Б. Самаев*

ISBN 978-5-906731-53-1

© Янин Е.П., 2018

Памяти моей мамы
Репьевой Лидии Николаевны
(1923–2004),
учителя средней школы,
Отличника народного просвещения РСФСР

От автора

В предлагаемой книге обобщены и систематизированы результаты многолетнего изучения техногенных речных илов – нового вида современных речных отложений, образующихся в руслах поверхностных водотоков в зонах влияния различных по своему характеру и масштабам воздействия источников загрязнения. В основу ее положены материалы и данные, полученные автором (в качестве исполнителя, ответственного исполнителя, научного руководителя, начальника полевого отряда, эксперта, научного консультанта) при проведении в 1978–2017 гг. в разных регионах бывшего СССР и современной России научно-методических и прикладных гидрохимических и эколого-геохимических исследований, при выполнении научных и проблемно-ориентированных поисковых исследований, инженерно-экологических изысканий, в ходе экспертной деятельности, а также при подготовке информационно-аналитических обзоров.

Практическое содействие при выполнении экспедиционных, лабораторных, химико-аналитических и камеральных работ в разные годы автору оказывали Л.М. Агеносов, Е.С. Айзенфельд, Л.Н. Алексинская, А.П. Аркатов, Б.Н. Ачеев, О.В. Бановская, В.В. Бессонов, В.Н. Бондаренко, В.В. Бояркевич, Т.И. Бурлакова, Р.М. Величко, Л.А. Верховская, В.В. Винс, А.А. Вислов, С.Г. Волосов, А.А. Волох, В.Ю. Гвильдис, А.В. Глебов, Н.Д. Григоращенко, Л.В. Душанина, В.А. Жилка, М.Г. Журавлева, О.М. Иваницкий, М.В. Иванова, Е.М. Кальскова, Л.И. Кашина, С.А. Кижаккин, В.А. Килипко, Е.Д. Козлов, Г.Ю. Краснов, Е.Е. Макагон, А.Б. Маркевич, В.Ф. Матвеев, Н.В. Мишуняев, Н.И. Несвижская, Т.И. Нефелова, Т.Л. Онищенко, И.Л. Палей, К.М. Пачикин, В.В. Перфильева, Н.И. Разенкова, В.А. Серова, Н.Н. Смирнов, Ю.П. Сотсков, С.Л. Страупе, Н.И. Субчев, В.Н. Тимошин, Г.А. Тимошкин, В.Б. Топоров, В.И. Тростина, Т.В. Филиппова, Ю.Я. Чардина, В.В. Чернова, И.А. Чернушенко, Т.А. Усеналиев, С.К. Усков, Н.В. Уткин, Л.Г. Щема.

Отдельные положения настоящей работы в разное время продуктивно обсуждались с Г.Н. Аношиным, С.Г. Аревшатяном, А.И. Ачкасовым, А.Н. Балуховским, Э.Н. Барановым, В.В. Бато-яном, Б.Г. Беренштейном, Г.М. Варшал, А.Г. Волосовым, И.В. Галицкой, А.С. Голдиным, Д.В. Гричуком, Н.К. Дмитренко, В.В. Ермаковым, В.В. Ивановым, Н.Я. Игумновым, М.А. Илющенко, Н.С. Касимовым, В.В. Каякиным, И.П. Ковальчуком, Б.А. Колотовым, И.А. Кубанцевым, Р.А. Кулматовым, В.Н. Лукашиным, А.Ю. Малевским, В.И. Морозовым, Н.Н. Москаленко, Н.Ф. Че-лищевым, Т.С. Папиной, И.И. Потаповым, В.В. Приваленко, Б.А. Ревичем, В.М. Роговым, Н.А. Росляковым, С.Б. Самаевым, Р.С. Смирновой, Л.С. Соколовым, Е.П. Сорокиной, Н.Н. Сочевано-вым, Р. Тарашкявичюсом, Н.Я. Трефиловой, В.П. Учватовым, Е.И. Филатовым, В.С. Хомичем, S.M. Ullrich.

Все коллегам автор выражает глубокую признательность.

Особая благодарность моему учителю доктору геолого-минералогических наук Юлию Ефимовичу Састу (1934–1988), по инициативе и под руководством которого мною в 1978 г. бы-ли начаты целенаправленные исследования процессов и продуктов техногенного аллювиального седиментогенеза.

Введение

В современном представлении образование осадочных пород – литогенез (осадочный петрогенез) – включает ряд последовательно сменяющих друг друга стадий: гипергенез (выветривание, дезинтеграция исходных пород) – седиментогенез (перенос и последующее накопление осадочного материала на водосборных территориях суши и в бассейнах седиментации) – диагенез (физико-химическое изменение насыщенных водой отложений и превращение их в осадочную горную породу). Однако процессы литогенеза настолько сложны и многообразны, что выделяемые его эволюционные стадии, в свою очередь включающие самостоятельные этапы, в большинстве случаев не имеют строгих пространственно-временных границ и на разных участках земной поверхности и в разных физико-географических условиях приобретают свою специфику [557, 558, 574], а осадочное породообразование происходит практически на всех стадиях литогенеза [159, 556]. Собственно седиментогенез (т. е. образование рыхлых отложений) справедливо рассматривается как важнейший процесс естественной динамики поверхности Земли. Он проявляется буквально на всей поверхности нашей планеты и по сути является глобальным геохимическим процессом, с которым связана дифференциация осадочного материала и миграция химических элементов [82, 88, 354, 598]. Характеристики конечных продуктов седиментогенеза в существенной мере зависят от источников поступления, вещественного состава осадочного материала, участвующего в осадкообразовании, и геохимических условий среды осадконакопления.

В общей схеме седиментогенеза Н.М. Страхов [558] предложил различать два последовательных этапа: 1) водосборный (склоново-долинно-дельтовый) седиментогенез и 2) бассейновый седиментогенез. Одним из материальных продуктов, образующихся на первом этапе, является аллювий, т. е. отложения, накапливающиеся в долинах рек и слагающие речные русла, поймы, террасы и представляющие собой гетерогенные осадочные образования, алло- и автохтонные компоненты которых отражают различные физические, химические и биохимические процессы, приводящие к их образованию [285, 286, 303, 638]. В природных условиях формирование аллювия в значительной степени определяется характером и интенсивностью процессов размыва и смыва почв и горных пород, транспорта и отложения осадочного материала водными потоками, совокупность которых составляет комплекс эрозионно-аккумулятивных процессов [333, 335, 336, 627]. Геологическое строение и растительно-почвенный покров водосборных территорий создают общий фон, предопределяющий литологические, минералогические и геохимические характеристики речных отложений. Конечный результат сопряженного действия указанных процессов, проявляющийся в накоплении аллювия (аллювиальных отложений), зависит также от гидрологического режима водотоков, который, в свою очередь, определяется взаимодействием факторов, прямо или косвенно влияющих на речной сток. Для вещественного состава аллювия и его последующего преобразования особое значение имеют механическая дифференциация и фракционирование твердых фаз, физико-химические параметры среды аллювиального седиментогенеза и процессы, определяющие поведение химических элементов в водной толще и донных отложениях, а также сезонные изменения водного режима реки, гидравлика водного потока и степень насыщенности его осадочным материалом. Известно, что в природных условиях в системах «водосбор-русло» и «эрозия-транспорт-аккумуляция» обычно существует определенный баланс осадочного материала. С этих позиций, если воспользоваться словами А.П. Павлова [420], *«каждая река представляет механизм, строго урегулированный»*.

В техногенных ландшафтах в седиментогенезе участвуют значительные массы материала, появление которого в осадочном цикле связано с хозяйственной деятельностью человека [211, 270, 483, 597, 624, 699, 709, 721, 740, 742, 807, 817, 1043]. Это обуславливает накопление в областях транзита и аккумуляции своеобразных по морфологии, составу и свойствам осадочных образований (техногенных отложений), до недавнего времени в природе не существовавших, процессы формирования которых в отечественной литературе получили название техногенного глиптогенеза [640], антропогенного литогенеза [270], искусственного литогенеза [107], технолитогенеза [483], техноседиментогенеза [409]. Вполне обоснованно ставится вопрос о выделении техногенных отложений как самостоятельной геологической формации, которая обладает рядом собствен-

ных уникальных характеристик и для которой в некоторых регионах в перспективе вероятно распространение на площадях в десятки и сотни тысяч квадратных километров [385].

Указанные процессы – процессы техногенного литогенеза (техногенного осадочного петрогенеза) – ярко проявляются в городах, промышленно-урбанизированных и горнопромышленных районах, а также (в несколько меньшей степени) в сельскохозяйственных ландшафтах. Здесь активно происходит образование техногенных отложений, которые концентрируют значительные количества различных химических элементов и являются источниками их вторичного рассеяния, что в конечном счете меняет, говоря словами В.И. Вернадского [82], «вечный бег геохимических циклов» и часто порождает негативные (с утилитарной и общеэкологической точек зрения) проблемы, непосредственно отражается на процессах аллювиального седиментогенеза (нарушая указанный выше «урегулированный механизм») и приводит к формированию в реках хозяйственно освоенных районов нового вида (прежде всего, русловых) отложений – техногенных илов, которые резко отличаются от фонового руслового аллювия морфологическим обликом, вещественным составом, физико-химическими свойствами и геохимическими характеристиками [661, 662, 669, 670, 673, 679, 696, 703, 757, 792]. В существенной мере это обусловлено тем, что за последние 100–150 лет в сложившейся системе природопользования функции многих рек коренным образом изменились: в большинстве случаев они, особенно малые и средние реки, являются коллекторами сточных вод и загрязненного поверхностного стока, содержащих значительные количества осадочного (техногенного) материала. Модули твердого стока в таких районах возрастают (по сравнению с зональными значениями) на один-два порядка (и даже более), при этом осадочный материал, поступающий в водотоки в техногенных ландшафтах, практически всегда характеризуется своеобразием вещественного состава и высокими концентрациями химических элементов, их органических и неорганических соединений [63, 666, 699, 731, 735, 742, 807, 817]. Скорости накопления отложений в загрязненных поверхностных водных объектах, по существующим оценкам, на несколько порядков выше, нежели в естественных условиях [407, 874].

Формирование техногенных илов неизбежно порождает серьезные экологические проблемы, которые, судя по всему, уже давно привлекали к себе внимание. Возможно, что одним из первых, кто заговорил об эколого-гигиенических проблемах образования таких отложений, был древнегреческий поэт-лирик Феогнид (VI в. до н. э.):

Прежде, когда в роднике черноводном я брал себе воду,

Сладкой казалась мне и превосходной вода.

*Ныне она замутилась, вода загрязнилась **илом**.*

Буду я пить из другой речки или родника...¹

Нельзя не вспомнить об одном любопытном случае, о котором рассказал русский поэт и государственный деятель Г.Р. Державин [165]. В 1760 г. он, будучи учеником Казанской гимназии, участвовал в работе комиссии по составлению топографического плана г. Чебоксары, которую возглавлял директор гимназии асессор М.И. Веревкин². В ходе этой комиссии Веревкин заинтересовался проблемой загрязнения р. Волги. Далее рассказывает сам Державин: «... к сугубому жителей [г. Чебоксары – Е.Я.] устрашению, а особливо богатого купечества, у которых внутри города построены были кожевенные заводы, вымыслил он, господин Веревкин, средство, доказать им, что делают они не токмо нечистоту и зловоние в городе, но и вред здравью; то приказал он, при собрании чиновников воеводской канцелярии, магистрата и народа, вынуть у самых заводов несколько со дна реки грунт, который не что иное оказался, как кожанья стружки, ольховая и дубовая кора, и положить оные в горшки, а воду налить в бутылки и то же самое сделать выше по реке, где никаких заводов не было (! – Е.Я.), и тот вынутый дрязг (т. е. мусор, сор, хлам, или,

¹ Перевод В.В. Вересаева.

² Верёвкин Михаил Иванович (1732–1795), русский поэт, прозаик, драматург, переводчик, педагог; член-корреспондент Императорской Санкт-Петербургской Академии наук (1783), академик Императорской Российской Академии (1785); происходил из мелкопоместных дворян; учился в Морском кадетском корпусе (1742–1748); служил на флоте мичманом (1751), корабельным секретарём (1753); в 1758 г. с учреждением гимназии в Казани Верёвкин назначается её директором, в короткий срок сумел превратить гимназию в просветительский центр губернии; в числе первых воспитанников гимназии был Г.Р. Державин.

иначе говоря, техногенные отложения – Е.Я.) запечатать печатьми его, Веревкина, магистрата и воеводской канцелярии, написав на привязанных к ним ярлыках, где и при ком именно горшки наполнены и бутылки налиты. Сделав сие, приказал горшки и бутылки выставить в открытых местах на солнце, а как они простояли таким образом три дни в летние жаркие дни, то, при собрании тех же чиновников и народа, приказал распечатать. Натурально, что оказались в них черви и весьма скверный запах (о состоянии контрольных проб Державин, к сожалению, умалчивает – Е.Я.). По поводу чего и дал он воеводской канцелярии и магистрату предложение, чтоб действие заводов было по указу от Сената остановлено и кож бы на них ни под каким образом не делали и в реке не полоскали. Вследствие и поставлены были при заводах крепкие караулы» [165, с. 13–14].

Одним из первых, кто научно подошел к проблеме образования техногенных отложений, был известный американский дипломат и политический деятель, филолог и лингвист, географ и один из пионеров природоохранного дела Джордж Перкинс Марш. В 1864 г. в США была опубликована его книга [990], практически сразу же переведенная на русский язык [350]. Дж. Марш считал, что природа находится в «состоянии равновесия, которое, если не будет потревожено человеком, может оставаться неизменным, или с небольшими... колебаниями, на бесчисленное множество веков» [350, с. 29]. Однако человек «нарушает естественное равновесие, заменяя быстро действующими искусственными способами тот медленный способ, с помощью которого природа осушает поверхность и верхний слой речных бассейнов» [350, с. 379]. Эти изменения представляют собой «продукт совокупной, сложной деятельности сил, продолжавшийся длинный ряд поколений» [350, с. 15]. Марш приходит к выводу, что сейчас (середина XIX в. – Е.Я.) наблюдается «переход земной поверхности из естественного состояния в искусственное» [350, с. 55]. Он рассуждает также о рыхлых осадочных образованиях на суше, о наносах и современных отложениях водотоков, об активном заилении рек в результате создания на них запруд, о транспорте речных наносов, о региональной и глобальной денудации, о роли человеческой деятельности в ее интенсификации. В сущности, Марш одним из первых отметил три важнейших явления, свойственных техногенезу, – ускоренную денудацию земной поверхности, ускоренное осадконакопление и образование новых осадочных отложений (искусственные дюны, накопление обогащенных техногенными веществами речных отложений, промышленные отходы)³. В начале 1890-х гг. А.И. Воейков в своих работах, посвященных воздействию человека на природу, сделал вывод о том, что человек коренным образом меняет количество, качество и распределение так называемых «сыпучих тел», в число которых ученый включал почву, пески и гальки на суши, взмученные в воде или движимые ею твердые осадки (ил, песок, гальки), пыль, снег [98]. Эти процессы и явления, способствующие увеличению твердого стока рек, составляют, по мнению Воейкова, одну из специфических и одновременно важнейших сторон хозяйственной деятельности человека. Примерно в это же время в программе комплексного изучения природы г. С.-Петербурга и его окрестностей, разработанной под руководством и при непосредственном участии В.В. Докучаева, впервые был четко поставлен вопрос о необходимости изучения речных наносов, формирующихся в городских водотоках в результате поступления в них сточных вод и отходов [708]. Несколько позже знаменитый французский анархист, известный географ и историк Элизе Реклю [477] подчеркнет, что образование речных наносов, происходящее постоянно на наших глазах, в ход которого вмешивается человек, представляет важное геологическое явление на Земле. В 1922 г. была опубликована книга английского геолога Р.Л. Шерлока [1043], в которой он анализирует изменения, происходящие в окружающей среде под влиянием хозяйственной деятельности человека, особо подчеркнув, что воздействие человека на природу имеет два аспекта – геологический и биологический. Шерлок рассматривает геологические аспекты человеческой деятельности и классифицирует последнюю по принципу классификации других природных процессов, выделив, в частности, денудационную и аккумулятивную деятельность человека. В своей книге английский геолог подробно коснулся вопросов изменения земной поверхности под влиянием человеческой деятельности (при добыче полезных ископаемых, строительстве городов, создании плотин и водохранилищ и др.) и отметил

³ Русский перевод книги Дж. Марша [350] имелся в домашней библиотеке В.И. Вернадского (см.: АРАН. Ф. 158. Оп. 2. Д. 156. Л. 376).

появление на земной поверхности новых видов горных пород (осадочных отложений), прежде всего, отходов различной промышленной деятельности, а также таких образований, как металлические конструкции, металлы, кирпич, цемент, стекло и др. Шерлок приходит к выводу, что масштабы нарушения земной коры деятельностью человека вполне сопоставимы с влиянием природных процессов. В.И. Вернадский в своих классических работах сформулирует положение о том, что человек и его деятельность не только химически изменяют окружающую среду, но и создают новые виды геологических образований (минералов, отложений, почв, вод), ранее в природе не существовавших [82–84, 808]. А.Е. Ферсман [597], назвавший совокупность геохимических и минералогических процессов, вызываемых технической (инженерной, горнотехнической, химической, сельскохозяйственной) деятельностью человека, техногенезом, также приходит к выводу, что техногенез обуславливает образование и накопление на земной поверхности значительных по массе и совершенно новых в геохимическом отношении геологических «продуктов» (промышленных отходов, горнорудных отвалов и т. д.).

Тем не менее техногенный литогенез (техногенный осадочный петрогенез), его важнейшие особенности и материальные продукты долгое время оставались вне сферы должного интереса широкого круга специалистов (прежде всего, литологов) как в нашей стране, так и зарубежом. Например, в работе 5-го Всероссийского литологического совещания (2008 г.), целью которого являлось обсуждение *«широкого круга вопросов эволюции процессов седиментогенеза и литогенеза в истории Земли»*, участвовало более 400 специалистов из многих городов России и ближнего зарубежья [574]. Всего было представлено 349 докладов, из которых только три (менее 1%) имели отношение к техногенному литогенезу. В учебных пособиях и научных работах, посвященных литологии осадочных пород и рассмотрению эволюции осадочного породообразования в истории Земли, техногенные аспекты седиментогенеза, как правило, не рассматриваются и даже не упоминаются (см., например, [292, 293]). Аналогичная ситуация долгое время сохранялась и в области изучения важнейших особенностей техногенного аллювиального седиментогенеза, материальных источников и процессов формирования техногенных речных илов, их вещественного состава и геохимических характеристик. Действительно, в практике геохимических исследований аллювиальные отложения использовались и продолжают использоваться главным образом лишь в качестве своеобразного индикатора («депонирующей среды», «депонирующего компонента»), отражающего те или иные геохимические особенности водосборных площадей и позволяющего по вещественному составу речных отложений (аллювия) выделить природные и техногенные потоки химических элементов, установить источники поступления вещества в реки, оконтурить природные и техногенные потоки рассеяния химических элементов. Этим вопросам посвящено значительное количество опубликованных к настоящему времени работ. В существенно меньшей степени современные отложения рек освоенных районов изучаются как реально существующее геологическое тело, обладающее определенными и нередко уникальными геохимическими свойствами. Более того, в большинстве известных публикаций, посвященных использованию речных отложений как компонента-индикатора техногенного воздействия на водотоки, речь, как правило, идет о так называемом «техногенном загрязнении донных отложений, речных отложений», т. е. о поступлении в них поллютантов, так сказать, в чистом виде. Однако это «загрязнение» в большинстве случаев обусловлено, прежде всего, формированием в руслах рек техногенных илов, которые характеризуются специфическим вещественным составом и своеобразными геохимическими свойствами, резко отличающимися их от типичного руслового аллювия, являются основными концентраторами и основными носителями разнообразных загрязняющих веществ, определяют важнейшие экологические особенности речных систем, играют роль долговременного источника вторичного загрязнения водной массы и гидробионтов [663, 379, 703, 775, 776]. Безусловно, в настоящее время проблему образования техногенных речных илов следует рассматривать и изучать в контексте общей проблемы современного ускоренного осадконакопления в хозяйственно преобразованных речных бассейнах, проблемы, ставшей сейчас, по сути, глобальной [560, 1063]. В конечном счете именно интенсивность и масштабы проявления техногенного аллювиального седиментогенеза, основным материальным продуктом которого являются техногенные илы, определяют важнейшие эколого-геохимические особенности рек освоенных районов.

К настоящему времени понятия о техногенных илах и (в меньшей степени) о техногенном аллювиальном седиментогенезе достаточно прочно вошли в терминологию и понятийный аппарат прикладной геохимии, экологической геохимии, геохимии ландшафтов, геоэкологии [408, 432, 508, 687, 757]. Известны попытки разработки геохимической классификации техногенных илов [404, 407]. В последние годы необходимость изучения руслового процесса на участках рек, подверженных влиянию урбанизации, и образующихся здесь специфических речных наносов стала настойчиво декларироваться специалистами по русловым процессам (см., например, [12, 42, 54, 369, 537]).

В предлагаемой работе обобщены и систематизированы результаты многолетнего изучения условий и процессов формирования, морфологического проявления, вещественного состава и геохимических характеристик техногенных речных илов – нового вида современных речных отложений, образующихся в руслах рек в зонах влияния источников загрязнения. Рассмотрены основные источники техногенного осадочного материала, его свойства и особенности поступления в реки, геохимические условия среды техногенного аллювиального осадконакопления, особенности морфологии и строения техногенных илов, их гранулометрические характеристики, минеральный и химический составы. Обоснованы методические приемы выявления техногенных геохимических аномалий и анализа техногенных геохимических ассоциаций в речных отложениях, систематизированы важнейшие показатели, используемые для оценки интенсивности техногенного загрязнения и экологического состояния водотоков. Анализируются особенности концентрирования и распределения химических элементов, формы нахождения тяжелых металлов и обменные катионы в техногенных илах и фоновом аллювии, состав иловых вод. Рассмотрены возможные вторичные преобразования техногенных илов и обосновано значение последних как долговременного источника загрязнения водной массы и гидробионтов. Показана роль эпифитовзвеси (особой разновидности современных осадочных образований) в перераспределении поступающего в водотоки осадочного материала и связанных с ним химических элементов. Дается эколого-геохимическая оценка преобразования пойменных ландшафтов и расположенных в их пределах сельскохозяйственных угодий при разливах рек и использовании речных вод для орошения в условиях техногенного загрязнения.

1. Краткая характеристика основных районов и методов исследований

Экспедиционные исследования, результаты которых составляют основу данной книги, в разные годы выполнялись в пределах Московской, Нижегородской, Пензенской, Смоленской, Тверской, Тульской и Ярославской областей, г. Москвы, Северной Осетии, Ставропольского и Краснодарского краев, Мордовии, Чувашии, Центрального Казахстана (Карагандинская и Целиноградская области). Автор также принимал участие в обработке и интерпретации фактических данных, полученных различными подразделениями ИМГРЭ и его Экспедиций при научно-методических и прикладных эколого-геохимических исследованиях в Армении, Бурятии, Кабардино-Балкарии, Прибалтике, Северной Осетии и ряде других районов СССР и России, что нашло отражение в совместных с коллегами отчетах, записках-рекомендациях, публикациях, выступлениях. Значительный объем фактического и особенно обобщающего материала (по методологии и методике изучения техногенного загрязнения, источникам техногенного загрязнения окружающей среды, эколого-геохимическим особенностям горнорудных территорий и техногенных ландшафтов, особенностям формирования состава поверхностных вод в различных природных условиях и др.) был получен при осуществлении экспертной деятельности, в ходе выполнения различных проблемно-ориентированных поисковых исследований и научных тем (проектов) ИМГРЭ, ГЕОХИ РАН и других организаций, инженерно-экологических изысканий, индивидуальных грантов, российских и международных проектов, а также при подготовке информационно-аналитических обобщений.

Наиболее детальные (комплексные) исследования источников и условий формирования, вещественного состава и различных свойств техногенных речных илов были выполнены в пределах Московской области (Московский регион), Республики Мордовия и прилегающих районов Пензенской и Нижегородской областей и Чувашии (Мордовский регион), Центрального Казахстана (Казахстанский регион). Указанные регионы являются своего рода эталонными объектами исследований, поскольку они характеризуются, с одной стороны, высокой степенью хозяйственного освоения (что проявляется в сочетании промышленных центров и узлов с сельскохозяйственными местностями), с другой стороны, в их пределах есть территории, прямо не затронутые техногенезом, что позволило получить материал, отражающий разную интенсивность техногенного воздействия на водные системы и окружающую среду в целом, и изучить ряд уникальных с эколого-геохимических позиций ситуаций, во многом обусловленных активным проявлением техногенного аллювиального седиментогенеза и его основного материального продукта – техногенных илов.

В пределах Московского региона натурные (полевые) исследования (разные по объемам и детальности) проводились в бассейне р. Пахры (собственно на р. Пахре и практически на всех ее притоках, в том числе в зонах влияния многих городов, поселков, промышленных предприятий, сельскохозяйственных объектов и др.), на реках и крупных ручьях (р. Москва, Клязьма, Вохонка, Лавровка, Лама, Вяз, Протва, Осетр, Сестра, Истра и др.) в зонах влияния различных городов и поселков (Москва, Щелково, Ногинск, Электросталь, Обухово, Коломна, Дмитров, Воскресенск,

Волоколамск, Верея, Хорлово, Зарайск, Лотошино, Катуар, Карасево, Клин и др.), на оз. Глубоком (Рузский р-он), Косинских озерах (сейчас городской район Косино-Ухтомский), оз. Сенежском (Солнечногорский р-он) [669, 676, 686, 702, 711, 724, 792] (рис. 1). Основным (опорным) полигоном, в пределах которого были выполнены наиболее детальные исследования, являлся бассейн р. Пахры (правого притока р. Москвы). Длина Пахры – типичной малой реки [2, 478] – составляет 135 км, площадь водосборного бассейна – 2720 км². Бассейн ее расположен на стыке двух физико-географических провинций – Смоленско-Московской и Москворецко-Окской. Материалы геологической съемки свидетельствуют о том, что породы, оказывающие основное влияние на ландшафт, характеризуются относительной



Рис. 1. Обзорная схема Московской области.

бедностью минерального состава и содержанием большинства химических элементов в пределах их глобальных параметров распределения (кларков литосферы и осадочных пород). Главным типом рельефа междуречных пространств является моренная суглинистая (реже песчаная) слабосхолмленная равнина, расчлененная достаточно густой эрозионной сетью, представленной балками и оврагами с широким плоским дном и пологими задернованными склонами. В местах близкого залегания коренных пород преобладают крутые склоны; при значительной мощности четвертичных отложений формы рельефа более сглаженные. До 50% территории водосборного бассейна Пахры покрыто смешанными лесами на дерново-подзолистых почвах.

Рисунок гидросети в пределах бассейна Пахры довольно сложный, поскольку водотоки пересекают участки с развитием трещиноватых пород, где направление их русла приобретает ломаный характер. Пахра сильно меандрирует, коэффициент извилистости её русла составляет 1,6. Абсолютная отметка высоты района истока реки достигает 211 м, устья – 110 м; средний уклон 0,00075, но в действительности продольный профиль реки представляет собой ломаную кривую, поскольку наряду с углублениями в русле встречаются острова и перекаты, а падение на отдель-

ных участках заметно отличается от среднего, достигая местами 0,001 [2]. В верховьях долина Пахры имеет вид плоского неглубокого понижения. В 25–30 км от истока начинается заметный рост высоты речных берегов, здесь река вступает в более узкую и глубокую долину, склоны которой сравнительно симметричны; река течет в коренных берегах, иногда поднимающихся над ней на 25–30 м. Ширина речной долины редко достигает 1 км. Ниже г. Подольска (у с. Стрелково) Пахра вливается в Битце-Рожайское расширение, которое тянется на северо-восток до с. Белеутово, имея длину около 9 км и ширину на отдельных участках до 3 км. Ниже этого отрезка Пахра протекает в сравнительно узкой долине, придерживаясь её правого борта. Долина реки имеет три надпойменные террасы и три уровня поймы. Режим и водность Пахры, которая относится к восточно-европейскому типу рек с преимущественно снеговым питанием, типичны и нормальны для малых рек Центральной России [478]. Средний годовой расход ниже г. Подольска составляет 9,95 м³/с, годовой модуль стока – 5,65 л/с/км², модуль твердого стока – 5–30 т/км²/год. В весеннее половодье стекает от 40 до 75% водного стока. Зимний сток является постоянным и обычно составляет менее 10% годового стока. Летне-осенний сток относительно разнообразен и в отдельные дождливые годы достигает размеров весеннего половодья. В подземном питании реки участвуют горизонты меловых, юрских и каменноугольных вод, а также грунтовые воды. В последние десятилетия в водном питании р. Пахры важную роль играют отводимые в нее (обычно по ручьям и малым водотокам) сточные воды промышленных объектов, городов и поселков (гг. Апрелевка, Троицк, Подольск, Домодедово, Щербинка, пос. Троицкий, Львовский и др., аэропорты Внуково и Домодедово) и различных сельскохозяйственных объектов (животноводческие комплексы и др.). Особенно значительный объем сточных вод поступает в р. Пахру в районе г. Подольска, где в период исследований были расположены крупные предприятия (пищевой промышленности, заводы аккумуляторный, механический, электромеханический, кабельный, химико-металлургический, микропроводов, строительных материалов, цветных металлов и др.). В Подольске основной сброс промышленно-бытовых сточных вод осуществляется с городских очистных сооружений по ручью Черному. В данном случае мы имеем типичное для многих городов сопряжение: городские очистные сооружения (основной источник поставки сточных вод) – руч. Черный (коллектор сточных вод) – р. Пахра, принимающая промышленно-бытовые сточные воды (зона техногенного загрязнения). Небольшой объем сточных вод сбрасывается (или сбрасывался) в р. Пахру по системе малых водотоков, впадающих в нее выше и ниже руч. Черного (ручьи Больничный, Плещеевский, Висенский и др.). Ниже Подольска на правом берегу Пахры расположена (ныне рекультивированная) Щербинская свалка бытовых и промышленных отходов, которая дренируется р. Канопелькой и (до рекультивации) небольшими ручьями.

В пределах Казахстанского региона основной объем исследований выполнен в бассейне Нуры [673, 676, 706, 726, 792, 936, 937] – крупнейшей реки Сарыарки (Казахского мелкосопочника),

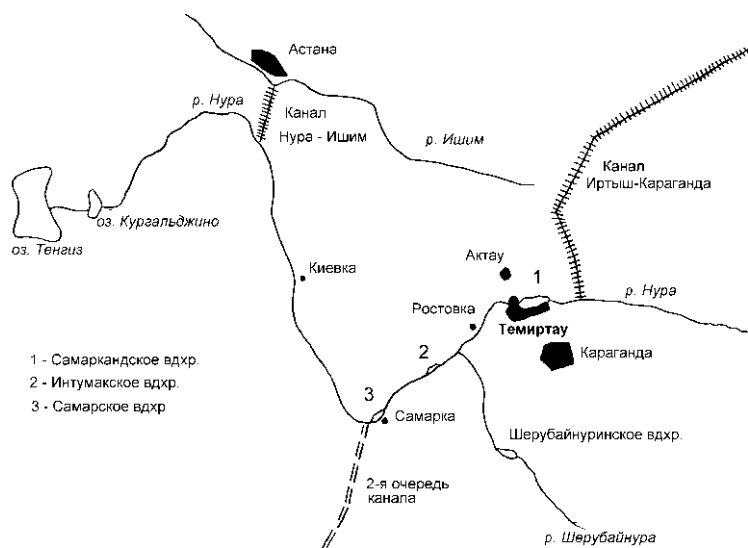


Рис. 2. Обзорная схема бассейна р. Нуры (Центральный Казахстан).

впадающей в систему Тенгиз-Кургальджинских озер, где расположен Кургальджинский заповедник, нормальное функционирование которого зависит от поступления речных вод [230, 419, 551]. Длина реки – 911 км, площадь водосборного бассейна – 58100 км². Нура входит в сложную водохозяйственную систему Центр. Казахстана, основным стержнем которой является действующий с 1974 г. канал Иртыш-Караганда – уникальное инженерно-техническое сооружение (рис. 2). С начала 1990-х гг. в эксплуатации канала

возникли трудности (прежде всего, недостаточное снабжение его технических систем электроэнергией), что привело к уменьшению подачи воды, к уменьшению водообильности Нуры и заметному снижению уровня воды в русле. По сравнению с серединой 1980-х гг. уровень воды в реке понизился на 1–1,5 м. Это способствовало переформированию речного русла, выводу части его на дневную поверхность (формирование прибрежных отмелей и т. п.) и изменению руслового режима. Еще один канал – Нура-Ишим (построенный в 1974 г.) – должен был обеспечить подачу воды в районы г. Астаны. На р. Нуре создано два крупных водохранилища: Самаркандское (в районе г. Темиртау) и Интумакское (60–70 км ниже по течению), имеется Самарский гидроузел (110 км ниже Темиртау). Главный приток Нуры – р. Шерубайнура (длиной 278 км). Вода из Нуры и созданных на ней водохранилищ длительное время использовалась (и используется) для орошения расположенных на пойме сельскохозяйственных угодий, приусадебных участков, дачных поселков. Некоторые сельские поселения снабжаются водой из грунтовых горизонтов, приуроченных к аллювиальным отложениям.

Бассейн р. Нуры расположен в северо-западной части Казахской складчатой страны – Казахского мелкосопочника, представляющего собой возвышенную волнистую равнину с отдельными низкорослыми массивами из коренных пород с относительными высотами от 10 до 50–100 м [155, 230, 551]. На поверхности преобладают палеозойские породы, менее развиты более поздние осадочные образования. Гряды и холмы сложены твердыми породами (округлые формы рельефа – порфиритами и известняками, матрацевидные – гранитами, слоистые – кварцитами). Вершины сопков соответствуют гипсометрическим уровням древних поверхностей выравнивания. Сопки разделены логами и котловинами с озерами, есть широкие древние долины с сухими логами; речная сеть редкая, много временных водотоков, в районе Караганды широко распространены саи (крупные овраги). Данная территория находится в степной климатической зоне, климат здесь резко континентальный засушливый, годовое количество осадков – 300–350 мм, которые почти полностью расходуются на испарение. Снег выпадает в конце октября-начале ноября и держится до 130–150 дней. Таяние происходит за 10–15 суток, как правило, в марте-апреле. Собственно долина р. Нуры представляет собой слабоволнистую с редкими горно-островными возвышенностями равнину. Долина реки довольно широкая, очень плоская, много озеровидных расширений (до 9–15 км). Вдоль коренных берегов прослеживается полоса расчлененного рельефа – приречной мелкосопочник (особенно четко он выражен ниже г. Темиртау и до с. Самарское). В ландшафтном отношении большая часть бассейна Нуры расположена в подзоне сухих степей на темно-каштановых почвах; на правобережье, ближе к водоразделу Ишим-Нура, пятнами встречаются разнотравно-злаковые степи на южных черноземах. Местами распространены солонцы и лугово-каштановые почвы, в южных районах (бассейн р. Шерубайнура) начинается зона светло-каштановых почв. Западная часть бассейна (Тенгиз-Кургальджинская впадина) относится к полупустынной зоне с темно-каштановыми солонцеватыми почвами. Мощность гумусового горизонта каштановых почв достигает 35–40 см. В условиях непромывного режима в почвах с глубины 30–40 см развивается (до глубины 70–80 см) карбонатный горизонт, очень плотный. Цементация его осуществляется не только за счет углекислого кальция, но и за счет вымывающихся в условиях щелочной среды водорастворимых силикатов (особенно силикатов натрия). Обычно карбонатный горизонт имеет черты солонцеватости, что хорошо видно в обрывистых берегах Нуры. Нура доносит воду до озера Кургальджино и (лишь в очень многоводные годы) до горько-соленого озера Тенгиз, которое лежит на дне большой бессточной впадины, сложенной гипсоносными породами. Здесь и расположен Кургальджинский заповедник (организован в 1968 г.) – место пролета птиц, зимующих в Индии, Пакистане, на Каспии, в Северной Африке, юге Европы (около 223 видов птиц – фламинго, черноголовый хохотун, морской голубок, журавль красавка, дрофа, выпь, лебедь-шипун и др.).

В верховьях Нура представляет собой небольшую степную речку, мелкую, с обилием отмелей, хотя в половодье сильно разливается. После впадения канала Иртыш-Караганда (ниже Самаркандского водохранилища) – это достаточно полноводный для таких районов водоток, нередко с быстрым течением. Ширина речного русла, как правило, 35–45 м, иногда до 80–100 м. В межень русло представляет собой чередование плесов и перекатов. Глубина на отдельных участках дости-

гает 5–6 м и больше, наиболее распространенные максимальные глубины до 2,5–3 м. Берега и прибрежные части реки сильно поросли ивой, тростником, рогозом узколистым. На реке широко развиты затонины (тупиковые части плесовой лощины), небольшие заливы, острова (сухие и полузатопленные), в пойме имеются многочисленные старицы, не связанные с основным руслом в межень, поросшие рогозом, тростником и др.; на отдельных участках речное русло сильно меандрирует. В гидрологическом отношении Нура относится к рекам степного казахстанского типа, максимальный сток наблюдается весной (начало марта–апрель) и продолжается 3–4 недели [230, 551]. Половодье ниже г. Темиртау не выражено – сток поддерживается за счет попусков и фильтрации из Самаркандского водохранилища. Типичные среднемесячные расходы воды (в створе ниже г. Темиртау) в зимнюю межень колеблются в пределах 6–10 м³/с, в весеннее половодье могут резко увеличиваться, находясь в пределах 17–129, летом – в пределах 4–7 м³/с. Минерализация речной воды варьируется в широких пределах (от 200 до 1200 мг/л), в составе главных ионов преобладает натрий, в межень увеличиваются содержания хлоридов и сульфатов, в половодье – гидрокарбонатов и кальция. Твердый сток увеличивается вниз по реке, причем рост мутности (обычно в пределах 10–40 мг/л) связан с увеличением расходов воды.

В 1986 г. началось (давно запланированное) строительство 2-й очереди канала Иртыш-Караганда – от р. Нуры и далее в районы Джезказгана (канал Караганда–Джезказган). В соответствии с проектом участок русла Нуры (от Темиртау до Самарки), протяженностью примерно 110 км, предполагалось использовать в качестве естественной трассы, связывающей оба канала, но именно этот участок реки отличался чрезвычайно интенсивным уровнем загрязнения ртутью, которая длительное время и в значительных количествах (до 60–70 т в год) использовалась (как катализатор) на заводе «Карбид» при производстве ацетальдегида [673, 676, 936, 937, 1081]. Основной продукцией завода (около 6 тыс. рабочих в середине 1980-х гг.), функционирующего с 1944 г., являлись карбид кальция, дивинил (бутадиен), дивиниловый каучук, ацетальдегид (уксусный альдегид) и другие полуфабрикаты. Производство ацетальдегида (введено в эксплуатацию в 1950 г.) осуществлялось по методу М.Г. Кучерова – прямая гидратация ацетилена в присутствии катализатора (сернокислой соли двухвалентной ртути, сульфат ртути). Технологическая схема процесса разработана на основе схемы производства ацетальдегида на заводе фирмы «И.Г. Фарбениндастри» в Освенциме. Цех нейтрализации и очистки сточных вод «Карбид» мощностью 43000 м³/сут, предназначенный для очистки и обеззараживания производственных и частично хозяйственно-фекальных стоков, был построен в 1961–1966 гг. Использовался биохимический метод очистки сточных вод (очистка активным илом). До 1976 г. «ртутное» производство работало без локальных очистных сооружений, что не обеспечивало должной очистки стоков от ртути. В 1976 г. были введены в строй локальные очистные сооружения (сульфидный метод очистки), после которых сточные воды вместе с общим стоком завода поступали на городские очистные сооружения, где дополнительно проходили биохимическую очистку. Сброс сточных вод с очистных сооружений осуществлялся в стационарном режиме и составлял до 20% величины меженного расхода Нуры. При годовом использовании ртути примерно в 70 т до 54–55 т ее переходило в ртутьсодержащий шлам, остальное количество терялось безвозвратно (механические потери, со сточными водами, поступало в осадки сточных вод и т. д.). Содержания ртути в бедном шламе – до 1%, в богатом шламе – до 25%, в осадках сточных вод – до 0,1–0,3%. С 1976 г. бедный и богатый ртутные шламы стали отправлять на переработку на Никитовский ртутный комбинат. Прямой организованный выброс заводом паров ртути в атмосферу оценивался (первая половина 1980-х гг.) в 0,337 – 0,472 т в год. Выбросы твердых частиц – 17–25 тыс. т в год. Сброс так называемых нормативно-чистых вод производился в Самаркандское водохранилище. Уровни содержания в них растворенной ртути составляли 1–7 мкг/л. По оценкам, за все время функционирования ацетальдегидного производства до 500 т ртути в составе сточных вод поступило в р. Нуры, около 150 т ртути эмитировало в атмосферу (особенно при термической регенерации ртутьсодержащего шлама, осуществляемой до 1976 г. на специальной установке, расположенной в промзоне завода), порядка 250 т аккумулировано в шламах полей усреднения (на очистных сооружениях), до 100–150 т (возможно, больше) находится в шламохранилищах «Карбида» (болото Жаур и др.), в осадках сточных вод осталось до 300 т ртути (судьба большей части этой ртути неизвестна). В сумме это дает не менее

1300 т общих безвозвратных потерь ртути (по данным администрации завода «Карбид», к 1986 г. общие технологические потери ртути на предприятии составляли 1200 т). В р. Нуру, кроме того, поступали сточные воды крупного металлургического комбината (Карагандинский металлургический комбинат в г. Темиртау, работает с 1960 г., предприятие с полным металлургическим циклом – чугун, сталь, прокат, специализирующееся на производстве листового проката, 106 цехов, 40 тыс. рабочих в середине 1980-х гг.) и КарГРЭС-1 в г. Темиртау (работающей на угле). В свое время в реку осуществлялся прямой сброс шламовых вод указанной ГРЭС, содержащих до 2500 мг/л взвешенных веществ (по сути, угольной золы, объемы эмиссии которой в водоток оцениваются в нескольких миллионах тонн); известны многочисленные аварийные сбросы отходов с золоотвалов, шламохранилищ и с очистных сооружений города. В пос. Актау расположен крупный цементный завод. Дополнительная техногенная нагрузка на бассейн Нуры связана также с другими предприятиями Карагандинского-Темиртаусского промышленного района (многочисленные угольные шахты и др., бытовые стоки Караганды, Темиртау и других поселений, дренажные воды с орошаемых сельскохозяйственных угодий и др.).

В пределах Мордовского региона основной объем исследований выполнен на реках Инсар, Алатырь и Сура и в пределах их бассейнов [676, 681, 682, 686, 703, 706, 709, 792] (рис. 3). Длина Инсара – 168 км, площадь бассейна – 4020 км², многолетний средний расход воды в районе Саранска – 6 м³/с [142, 480, 561]. Наибольшая доля речного стока приходится на весеннее половодье, минимальные расходы воды фиксируются либо в зимнюю межень, либо в летне-осенний период.

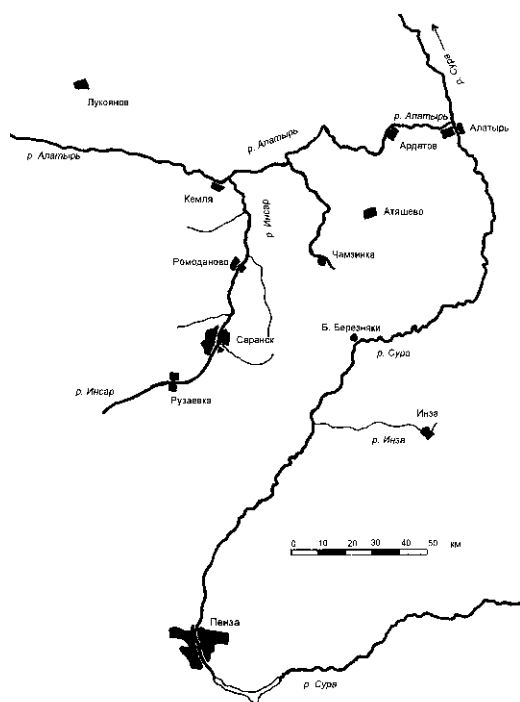


Рис. 3. Обзорная схема Мордовского региона.

Инсар – типичная равнинная река, русло и сток которой формируются в лесостепной зоне. Питание реки преимущественно снеговое, некоторое участие в нем принимают грунтовые и дождевые воды, а в последние годы – промышленные и бытовые сточные воды, доля которых в среднегодовом речном стоке достигала к началу 1990-х гг. 20–25%. В пределах территории бассейна, примыкающей к руслу реки, развиты преимущественно выщелочные и оподзоленные черноземы, местами (в верховьях) встречаются серые и темно-серые лесные почвы, в нижней части – аллювиальные почвы. Существенная часть поймы распаханна. Вода из Инсара используется для орошения пойменных угодий, в животноводстве, в приусадебном хозяйстве. Основная доля сточных вод сбрасывалась в Инсар с городских очистных сооружений (ГОС), расположенных на левом берегу реки (северная окраина Саранска). Сточные воды также поступали в реку с локальных заводских очистных сооружений (ЛОС) по р. Лепелейке, в которую поступали сточные воды южной промзоны города (заводы медицинского оборудования,

электроники, по производству пива и безалкогольных напитков), и руч. Никитинскому (сток центральной промзоны – заводы кабельный, электроламповый, механический, инструментальный, медицинских препаратов, автосамосвалов, стройматериалов и др.).

В черте г. Саранска (площадь которого около 70 км²) и его промышленных пригородов находится участок Инсара от места впадения в него р. Лепелейки (южная граница города, примерно 55 км от истока Инсара) до створа ГОС (северная граница города, ~ 75 км от истока). С геоморфологической точки зрения русло Инсара в пределах и ниже г. Саранска характеризуется благоприятными условиями для аккумуляции наносов, что обусловлено как естественными, так и искусственными факторами. Так, в районе Саранска речная долина расширяется до 1–2 км, в устьевой части до 3 км. Русло реки здесь широкопойменное; средняя ширина его в межень колеблется в пределах 18–22 м. Обычные максимальные глубины – 1,9–2,2 м (иногда до 4 м). Ниже города про-

дольный профиль русла выполаживается, при этом по направлению к устью заметно снижается доля прямолинейных участков. Например, коэффициент извилистости русла в верховьях реки не превышает 1,1 (прямолинейное русло), в пределах города достигает 1,3 (умеренно извилистое), ниже – 1,5, в приустьевой части – 1,6 (сильно извилистое русло), что способствует аккумулярованию наносов. В черте города на р. Инсар существует плотина, высота которой составляет 4 м, а длина зоны подпора – 8–9 км. В низовьях Инсара сохранились остатки плотины малой ГЭС. В 75 км ниже ГОС Инсар впадает в р. Алатырь (левый приток Суры, бассейн Волги). Длина Алатыря – 296 км, площадь бассейна – 11,2 тыс. км², средний годовой расход в районе основного участка наблюдений (~ 70 км ниже устья Инсара) – ~ 40 м³/с. Максимальный сток приходится на весеннее половодье, минимальный – на зиму. Сток Алатыря примерно на 25% формируется за счет стока Инсара. На р. Суре исследования осуществлялись в створе д. Марьяновки, что выше пос. Бол. Березняки (район планируемого тогда Сурского водозабора). Этот участок реки расположен в краевой части зоны влияния поступающих в р. Суру сточных вод г. Пензы (~ 150 км выше по течению). Длина Суры – правого притока Волги – составляет 841 км, площадь бассейна – 67,5 тыс. км²; средний расход в створе с. Кадышево (~ 50 км ниже пос. Бол. Березняки) – 90,8 м³/с. Максимальный сток приходится на весну, минимальный – на зиму [480].

Общие принципы эколого-геохимических исследований окружающей среды изложены в публикациях [474, 508, 678, 686–688, 712, 763, 778]. Методические приемы геохимического изучения процессов и последствий техногенного загрязнения водных систем детализированы в [503, 506, 510, 702]. Ниже кратко излагаются общие особенности методики организации пробоотбора, предварительной обработки проб и их химико-аналитических исследований. На всех указанных выше объектах осуществлялось геохимическое картирование донных отложений водотоков (в пределах промышленно-урбанизированных территорий обычно применялась маршрутная съемка с шагом отбора проб донных отложений в 250 м). Для установления техногенных геохимических ассоциаций, свойственных различным источникам загрязнения, в зоне влияния последних отбор проб донных отложений осуществлялся с шагом в 10–20 м. Для получения относительно надежных характеристик техногенных геохимических ассоциаций формировались выборки с числом проб не менее 30. Русловые отложения, представленные разновидностями песков, отбирались из верхнего (до 20–30 см) слоя пластиковым совком; пробы техногенных илов – пластиковым совком или (при опробовании на всю мощность) буром ТБГ-1. Отбор проб осадков сточных вод и промышленных шламов осуществлялся с помощью бура ТБГ-1, верхнего горизонта почв – пластиковой лопаткой, пробы из почвенных шурфов – почвенным ножом. Масса отбираемого в каждую основную пробу материала (в мешочки из белой хлопчатобумажной ткани) составляла не менее 300 г. Предварительная подготовка проб донных отложений и других осадочных образований к аналитическим исследованиям осуществлялась по известным методикам [503, 508]. Сушку проб производили на воздухе в тени в хорошо проветриваемых условиях (с периодическим – 3–4 раза в день – размятьем каждой пробы). Затем пробы просеивались через сито (из капрона или дюрала) с диаметром отверстий 1 мм, квартовались и помещались в пакеты из кальки, контрольные дубликаты – в пакеты из крафт-бумаги. Пробы одной и той же выборки упаковывали в полиэтиленовый пакет с целью снижения вероятности вторичного заражения при их хранении и транспортировке. Предварительная подготовка проб к дальнейшим аналитическим исследованиям производилась в максимально короткие сроки. В ходе подготовки к анализам пробы донных отложений, предназначенные для исследования в них распределения ртути, лишь просеивались через сито (т. е. не растирались до пудры). «Свежие» пробы отложений на гранулометрический анализ и изучение форм нахождения химических элементов помещались в пластиковые контейнеры. Пробы донных отложений для выделения из них иловых вод (центрифугированием) отбирались в белые пластиковые ведра. Во всех случаях непосредственно на точке опробования осуществлялось морфологическое описание отбираемого в пробу материала. С целью получения значимых навесок речной взвеси пробы воды объемом 120–160 л отстаивались в течение суток в белых полиэтиленовых баках; затем вода сливалась при помощи сифона; осадок (т. е. взвесь) высушивался на воздухе и помещался в стеклянные бюксы. В дальнейшем полученная таким способом сепарационная взвесь

использовалась для силикатного анализа, определения в ней широкого круга химических элементов и установления форм нахождения металлов.

На р. Нуре, кроме стандартного маршрутного опробования, был применен новый прием – так называемый метод поперечного створового опробования техногенных илов. Суть этого приема заключается в следующем. Поперек русла реки закладывается гидрологический профиль (створ), на котором выполняются промеры (через 1 м) глубин. Одновременно проводится описание литологии выстилающих русло донных отложений. Затем буром ТБГ-1 с лодки (перемещающейся по размеченному тросу, закрепленному поперек русла, что позволяет четко фиксировать точку отбора на створе) производится отбор донных отложений на так называемых вертикалях опробования. Количество последних определяется шириной русла, его литологической структурой и гидродинамикой водотока. На каждой вертикали отбирались пробы техногенных илов, как правило, по слоям (горизонтам) 0–20 см, 20–40 см, 40–60 см и т. д. до коренного аллювия, который также опробовался. Пробы типичного руслового аллювия (разновидности песков) отбирались обычно из верхнего слоя (мощностью до 20–30 см). Кроме того, вблизи каждого створа (~ 100 м выше и ниже по течению) на характерных участках русла дополнительно отбирались пробы донных отложений (техногенных илов). Особенно тщательно опробовались заливы, затонины, побочни, прирусловые отмели, участки интенсивного развития водной растительности, т. е. места, где реально можно было ожидать накопление илов. При всей своей трудоемкости такое опробование позволяет выявить трехмерную структуру зон загрязнения, фиксируемых русловыми отложениями, практически исключить вероятность ошибки, возникающей при отборе единичной пробы у уреза воды (что, как правило, практикуется при геохимических съемках), и объективно оценить масштабы техногенного осадконакопления и соответственно уровень загрязнения реки. В 1986 г. на отрезке р. Нуры от Самаркандского водохранилища до п. Самарки (протяженностью ~ 105 км) было заложено 34 створа. В 1997 г. створовое опробование было выполнено с регулярным шагом: на первых 25 км от Самаркандского водохранилища створы закладывались с шагом 250 м, далее (до верховьев Интумакского водохранилища) – через 1 км; общая протяженность изученного отрезка р. Нуры составила около 80 км, на котором было заложено 156 поперечных створов. Метод поперечного створового опробования техногенных илов был также применен на реках Инсар, Алатырь и Сура.

На каждом объекте исследований с целью получения сведений о вещественном составе и геохимических особенностях фоновых русловых аллювиев особо изучались участки гидросети, неподверженные прямому техногенному воздействию, с целью формирования фоновых выборок (каждая выборка – до 100 проб) [503, 702, 780, 783]. Пробы сельскохозяйственной и природной (в том числе, макрофитов) растительности тщательно промывались водопроводной и ополаскивались дистиллированной водой, разделялись на части, высушивались на воздухе (в тени), размельчались до «муки» на специальной установке и помещались в пакеты из кальки. В каждом виде сельскохозяйственных растений по стандартной методике определялось содержание влаги для последующего пересчета концентрации металлов на сырой вес.

Химико-аналитические исследования проб аллювия, техногенных илов, осадков сточных вод, шламов, сепарационной взвеси, почв выполнялись следующими методами. Валовые концентрации Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Ag, Cd, Pb, Bi определялись атомной абсорбцией; Hg – беспламенной атомной абсорбцией; Rb, Sr – пламенной фотометрией; Th, U – рентгеноспектральным методом; Se – флуориметрическим; Tl – экстракционно-фотометрическим; B, F, Ti, V, Ge, As, Zr, Sn, Sb, Ba, W – количественным эмиссионным спектральным методом; Li, Be, P, Sc, Ga, Sr, Y, Nb, La, Yb – приближенно-количественным эмиссионным спектральным методом. Компоненты петрохимического состава отложений (силикатный анализ) исследовались по стандартным методикам (сочетание гравиметрического, объемного комплексометрического, потенциометрического, пламенно-фотометрического, фотоколориметрического методов). Для контроля 20% проб (в каждой выборке) исследовались групповым количественным эмиссионным спектральным методом на 17 элементов и 10% проб – атомно-абсорбционным методом (Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb). Гранулометрический анализ отложений проводился стандартным водно-ситовым методом: фракции крупнее 0,25 мм отделялись с помощью сита, более мелкие частицы – отмучиванием и пипеточным способом. Исследование распределения химических элементов в гранулометрических фракциях осу-

ществлялось атомной абсорбцией и количественным спектральным методом. Для установления и интерпретации форм нахождения металлов в отложениях (осадки сточных вод, шламы, аллювий, илы, речная взвесь, пыль) использовались различные варианты фазового анализа [469, 507, 508]. Результаты анализов даются на сухую массу образца. Статистическая обработка фактического материала заключалась в расчете стандартных параметров распределения химических элементов в том или ином компоненте, в частности, среднего содержания элементов (среднее арифметическое), коэффициента вариации (по среднему квадратическому отклонению), коэффициентов корреляции и др., а также различных геохимических и эколого-геохимических показателей.

На всех объектах детальных исследований (Московский, Мордовский и Казахстанский регионы, а также на реках Северной Осетии) был выполнен комплекс гидрохимических исследований, направленных на изучение химического состава поверхностных (в особых случаях – грунтовых, подземных, питьевых, оросительных) вод и особенностей поставки широкой группы химических элементов в водотоки, пространственно-временного (на разных интервалах времени) распределения, миграции и форм нахождения химических элементов в речной воде (растворенные и взвешенные формы). Достаточно объемные гидрохимические и геохимические исследования были проведены на озере Глубоком и (в меньшей степени) озере Белом (Московская область), рекогносцировочное опробование донных отложений осуществлено на озере Плещеевом (включая р. Трубеж) и озере Сенежском. В ходе исследований было обосновано выделение особого компонента речной среды – эпифитоввзвеси (взвеси, осажденной на макрофитах), детально изучены ее геохимические особенности и роль в перераспределении химических элементов в процессе осадконакопления, выполнена также оценка интенсивности накопления химических элементов в макрофитах. Кроме того, выполнены (в Саранске и Темиртау) исследования химического состава и геохимических особенностей осадков городских сточных вод, промышленных шламов и промышленной пыли (технологической, вентиляционной, пыли из производственных помещений) различных предприятий, осуществлено площадное почвенное опробование территорий гг. Саранска и Темиртау (и территорий промзон расположенных здесь предприятий) и выборочное опробование почв в ряде городов и поселков Мордовии и Центр. Казахстана, изучено вертикальное распределение химических элементов в почвенном профиле в зонах загрязнения и на фоне, изучен состав некоторых видов промышленных отходов и атмосферного воздуха (Саранск, Темиртау), проведены эколого-геохимические исследования ирригационных ландшафтов пойм рек Нуры и Инсара. Методические аспекты и основные результаты этих исследований изложены в публикациях [508–511, 671–673, 674, 676, 677, 680, 690, 706, 711, 719, 733, 752, 774 и др.].

Всего на эталонных объектах было отобрано и исследовано: в пределах Московского региона – 1900 проб речных отложений, 295 проб речных вод, 175 проб речной взвеси, 175 проб сепарационной речной взвеси, 15 проб речных иловых вод, 15 проб речных придонных вод, 60 проб озерных отложений, 160 проб озерной воды, 160 проб озерной взвеси, 20 проб озерных иловых вод; в пределах Казахстанского региона – 1600 проб донных отложений, 1800 проб почв, 30 проб макрофитов, 30 проб эпифитоввзвеси, 350 проб сельскохозяйственной растительности, 80 проб промышленных отходов (осадки сточных вод, промышленные шламы, шлаки и др.), 20 проб пыли из производственных помещений, 300 проб поверхностных вод, 150 проб речной взвеси, 24 пробы сепарационной взвеси, 15 проб иловых вод, выполнено более 200 газотитриметрических измерений; в пределах Мордовского региона – 650 проб донных отложений, 1600 проб почв, 45 проб эпифитоввзвеси, 26 проб сепарационной взвеси, 80 проб макрофитов, 20 проб осадков городских сточных вод, 15 проб промышленных шламов, 425 проб почвогрунтов промышленных зон, 70 проб промышленной пыли, 29 проб наружных стальных покрытий заводских цехов и строений, 210 проб поверхностных вод, 210 проб речной взвеси, 80 проб подземных вод, 200 проб питьевых вод (из городской сети), 40 проб грунтовых вод, 50 проб городской растительности, 15 проб сельскохозяйственных растений, 130 проб атмосферного аэрозоля, 5 проб воздуха на органические соединения, выполнено более 300 газотитриметрических замеров.

Уточнение методических приемов отбора различных проб, их обработки и химико-аналитических исследований, методов и приемов обработки фактических данных и (при необхо-

димости) дополнительная характеристика районов и объектов исследований даются в последующих разделах книги непосредственно при изложении полученных результатов.

2. Аллювиальные отложения и их формирование в природных условиях

Гидрографическая сеть и флювиальные формы рельефа, создаваемые деятельностью русловых потоков, определяют морфологический облик, пространственную мозаику и ландшафтные особенности значительной части земной поверхности. Например, на Восточно-Европейской (Русской) равнине, где проживает более половины населения современной России, гидрографическая сеть и связанные с ней по условиям образования земельные участки занимают до 20–30% всей территории. В ходе своего развития реки формируют аллювиальные отложения, или аллювий (от лат. *alluvio* – нанос, намыв), который является одним из важнейших генетических типов континентальных отложений и широко распространен в осадочных образованиях практически любого геологического возраста. Термин «alluvial» (аллювий) впервые использовал Р. Джеймсон в 1808 г. для обозначения группы пород, состоящих из несцементированных или слабо сцементированных гравия, песка, глины и торфа и образовавшихся, как тогда полагали, после отступления океана с континентов [952]. В представлении Джеймсона (который исходил из известного учения А. Вернера, ставшего основой непутизма) аллювий составляет четвертое, следующее за флёмом (самыми молодыми породами) подразделение геологической (стратиграфической) колонки (схемы), предложенной Вернером. Считается, что в современном понимании термин «аллювий» (*alluvial*, *alluvium*,) впервые стал использовать английский геолог У. Баклэнд в 1823 г., выделивший аллювиальные отложения (*alluvial deposits*) в отдельный тип осадочных образований [869]. В России термин «аллювий», судя по всему, впервые употребил В.В. Докучаев в своем классическом труде о способах происхождения речных долин («аллювий, аллювиальные долины, аллювиальные осадки, аллювиальные отложения») [174].

Аллювиальные отложения, особенно равнинных рек, привлекали к себе внимание многих исследователей, в том числе таких выдающихся отечественных естествоиспытателей, как В.В. Докучаев, С.Н. Никитин, А.П. Павлов. К настоящему времени неплохо изучены условия и материальные источники формирования аллювия (Н.И. Алексеевский, Ю.А. Билибин, А.П. Дедков, И.П. Ковальчук, Г.А. Ларионов, Б.С. Лунев, Н.И. Маккавеев, Г.В. Обедиентова, Ю.Г. Симонов, И.В. Старостина, Н.М. Страхов, Н.В. Хмелева, Г.И. Швобс, Н.А. Шило, Е. Laursen, R. Horton и др.), механизмы транспорта наносов и образования речных отложений (Н.И. Алексеевский, В.С. Боровков, М.А. Великанов, В.Н. Гончаров, К.В. Гришанин, А.В. Караушев, И.А. Клюканова, Н.Е. Кондратьев, В.В. Ламакин, И.И. Леви, Н.С. Лебявский, А.И. Лосиевский, В.М. Лохтин, В.М. Маккавеев, Н.И. Маккавеев, Ц.Е. Мирцхулава, Б.В. Поляков, И.В. Попов, М.В. Потапов, К.И. Россинский, Р.С. Чалов, В.А. Чудаева, Г.И. Шамов, Е.В. Шанцер, J.R.L. Allen, R. Bagnold, V.R. Baker, I. Bogardi, C. Chickmay, C.H. Crickway, H. Einstein, K. Gregory, S. Schumm, V. Vanoni и др.), их стратиграфия и фациальное расчленение (Г.И. Горецкий, И.П. Карташов, Ю.А. Лаврушин, А.А. Лазаренко, В.В. Ламакин, Г.В. Лопатин, Н.А. Махнач, Г.Ф. Мирчинк, А.И. Москвин, Н.И. Николаев, А.И. Попов, А.А. Чистяков, Е.В. Шанцер, J. Harms и др.), особенности формирования и строения флювиальных форм рельефа (Н.Б. Барышников, К.М. Беркович, В.Р. Вильямс, С.С. Воскресенский, А.М. Дмитриев, Р.А. Еленевский, Н.С. Знаменская, Н.Е. Кондратьев, Н.И. Маккавеев, Н.А. Ржаницын, И.В. Попов, А.Ю. Сидорчук, Б.Ф. Смищенко, Р.С. Чалов, А.В. Чернов, J.R.L. Allen, B. Balatka, B.J. Bluck, C. Chickmay, W. Graf, L.B. Leopold, M.R. Leeder, A. Paluska, H.E. Reineck, I. Singh, M. Wolman и др.), гранулометрические характеристики, петрографические особенности и минеральный состав аллювия (В.П. Батулин, О.А. Борсук, И.М. Константинова, А.А. Лазаренко, Б.С. Лунев, В.М. Мотуз, Б.М. Осовецкий, Л.Б. Рухин, Е.В. Рясина, Н.Г. Судакова, С.Л. Шиманович, С.Н. Edelman, R. Russell и др.), его физические и инженерно-геологические характеристики (С.П. Абрамов, Б.Г. Еськов, Т.С. Кавеев, Ц.Е. Мирцхулава, К.М. Панова, Л.А. Шимановский и др.), механизмы формирования аллювиальных россыпей (Ю.А. Билибин, Н.Г. Бондаренко, Е.З. Горбунов, И.П. Карта-

шов, О.В. Кашменская, А.В. Костерин, Н.И.Маккавеев, Г.В. Нестеренко, Б.И. Прокопчук, Ю.Н. Трушков, Н.В.Хмелева, Н.А. Шило, R. Bligh и др.). Имеется немало работ, посвященных использованию речных отложений при поисках месторождений (по рудогенным потокам рассеяния) и при проведении разномасштабного геохимического картирования в различных регионах (Э.Г. Абисалов, С.П. Албул, Л.В. Антропова, А.Н. Боголюбов, В.П.Бородин, А.И. Германов, Н.В.Квашневская, А.В. Костерин, В.И.Красников, А.А. Матвеев, В.В. Поликарпочкин, А.П. Соловов, Н.Н. Сочеванов, Г.И. Хорин, Ю.В.Шарков, R. Boyle, L. Filipek, I. Nichol, I. Thornton, J. Webb и др.). Аллювиальные отложения изучаются при разведке русловых, пойменных и террасовых месторождений песка и песчано-гравийной смеси (В.М. Борзунов, М.М. Кравченко, Г.М. Ляхов, В.В. Ревин и др.). В меньшей степени освещены вопросы, связанные с геохимией аллювия, однако и здесь имеются существенные достижения (В.А. Артемьев, В.В. Гордеев, И.Д. Данилов, В.А. Кузнецов, И.М. Константинова, А.А. Лазаренко, А.Д. Хованский, R. Berner, R. Gibbs, A. de Groot, U. Förstner, I. Jonasson и др.).

2.1. Эрозионно-аккумулятивные процессы в бассейнах и руслах равнинных рек

В природных условиях формирование аллювия определяется характером и интенсивностью процессов размыва и смыва почв и горных пород, транспорта, аккумуляции и переотложения осадочного материала (наносов) водными потоками, совокупность которых составляет комплекс эрозионно-аккумулятивных процессов, объединяющий процессы эрозии почв, процессы овражной эрозии, русловые процессы [336]. Эрозионные процессы на водосборах являются важнейшими факторами поступления в реки осадочного материала и, соответственно, развития речных русел и формирования аллювиальных отложений. Интенсивность эрозии зависит от характера рельефа и почвенно-растительного покрова, состава горных пород, количества и вида атмосферных осадков, величины и режима водного стока, темпов инфильтрации и т. д. По генезису временных водных потоков, вызывающих поверхностную эрозию, различают следующие ее основные типы: эрозия от стока 1) дождевых вод, 2) талых вод, 3) вод орошения, 4) поливочно-моечных вод. В общем случае русловые процессы характеризуют совокупность явлений, возникающих при взаимодействии руслового потока и отложений, слагающих русла и берега рек, определяющих развитие различных форм речных русел и руслового рельефа, режим их сезонных, многолетних и вековых изменений, обуславливающих размывы дна и берегов рек и осуществляющих транспорт и аккумуляцию наносов [464]. Сопряженность эрозии и аккумуляции особенно наглядно проявляется в постоянных водотоках, транспортирующая способность которых определяется скоростями их течения, зависит от их водности, уклона и интенсивности поступления в русло твердого (осадочного) материала [333–336]. Вещественный состав последнего обуславливается геолого-геоморфологическими особенностями водосборов, контролирующими интенсивность протекающих в их пределах эрозионных и склоновых процессов. Общее количество твердых веществ, которые переносит речной поток за определенный промежуток времени, представляет собой твердый сток реки (сток наносов). Различают взвешенные наносы, движущиеся вместе с водой в толще водного потока (речная взвесь, взвешенные вещества), и влекомые наносы, перемещаемые потоком в придонном слое путем волочения или перекачивания по дну. Существует переходная форма движения наносов – сальтация (скачкообразное перемещение частиц). Между потоком речных (транспортируемых) наносов и речными отложениями (аллювием) существует тесная связь, проявляющаяся в форме направленного обмена частицами (веществом), который, в зависимости от определяющих факторов, протекает с большей или меньшей интенсивностью и может быть сбалансированным или несбалансированным [336]. В идеале в первом случае объем осаждающихся и вовлекаемых в движение частиц одинаков; во втором – он различен и характеризуется либо преимущественным переходом осадочного материала во взвешенное или влекомое состояние, либо его систематической аккумуляцией. Конечный результат сопряженного действия процессов эрозии и аккумуляции в значительной мере зависит от гидрологического режима водотоков, который, в свою очередь, определяется взаимодействием факторов, прямо или косвенно влияющих на формирование речного стока.

Главными свойствами речного (руслового) стока являются [628]: 1) интенсивное и сравнительно большое поступление воды для питания речной системы; 2) малая естественная зарегулированность (за исключением рек только с ледниковым питанием); 3) резко выраженное неустановившееся движение воды в русле. Обычно любая река отличается присущим только ей водным режимом, представляющим изменение во времени уровней, расходов и объемов воды. Тем не менее большинство рек обладают общими в разрезе года гидрологическими фазами, важнейшие из которых – половодье, паводки, летняя и зимняя межени. В конкретных условиях гидрологический режим рек определяется множеством местных факторов, но ведущее значение имеют источники водного питания и(или) их соотношение (табл. 1, 2).

Таблица 1. Источники питания равнинных рек европейской части быв. СССР [540]

Зона	Поверхностное питание, %			Подземное питание, %		
	снеговое	дождевое	всего	верхнее почвенно-грунтовое	глубокое грунтовое и подземное	всего
Лесная	30–35	10–20	40–55	20–25	25–35	45–60
Лесостепная	35–50	10–15	45–65	15–25	20–30	35–55
Степная	60–70	0–10	60–80	10–20	10–20	20–40
Полупустынная	90–100	0–10	90–100	0	0–10	0–10

Таблица 2. Относительное распределение стока р. Пахры (Московская область) по сезонам года [478]

Период (годы)	Сток, доля от годового, %			
	Весна	Лимитирующий период	Лето–осень	Зима
1932–1966	67,6	32,4	24,9	7,5
1935–1966	70,2	29,8	21,6	8,2
1947–1966	68,3	31,7	22,4	9,3
1952–1966	68,0	32,0	22,6	9,4

В свое время С.Д. Муравейский [377, 378] высказал гипотезу о речном стоке как о процессе переноса водных масс, обладающих определенной качественной спецификой, во многом обусловленной их происхождением. Например, для Верхневолжского бассейна в формировании речного стока принимают участие следующие генетические категории вод [478]: 1) поверхностно-склоновые воды, поступающие в реки по поверхности склонов; 2) почвенно-поверхностные воды, стекающие по микроручейковой сети и поступающие в русло из верхнего почвенного слоя; 3) почвенно-грунтовые воды, дренируемые речной сетью из почвенной толщи и из временных водоносных горизонтов; 4) грунтовые воды, поступающие в речную сеть из постоянных водоносных горизонтов; 5) подземные воды глубоких горизонтов. Расчеты авторов [653] свидетельствуют о том, что сток реки в любом створе есть закономерная смена водных масс, в отдельные фазы режима по-разному трансформированных вследствие смешения в различных пропорциях основных генетических категорий вод (поверхностно-склоновых, почвенных, грунтовых), свойственных речному водосбору. Так, для р. Москвы и р. Лусьянки было (в вероятностной форме) показано, что объем и продолжительность периода речного стока, состоящего из приблизительно одинаково пропорциональной смеси вод трех указанных типов, невелики и составляют менее трети годовых величин. Они наблюдаются на стыке основных фаз – межени, половодья, паводков и на растянутом спаде последних. В половодье сток рек формируется в основном склоновыми водами, которые в фазу подъема и в фазу спада разбавлены обычно грунтовыми водами. Сходен с последними и генетический состав речных вод в зимние и летние паводки, но в это время ведущая роль в разбавлении склоновых вод переходит от грунтовых к почвенным водам. Меженные речные массы включают в основном грунтовые воды. Авторами [13] были изучены генетические условия формирования стока воды рек, бассейны которых расположены в зонах тайги, смешанных лесов, лесостепей и степей, полупустынь и пустынь европейской части России, а также в предгорьях Сев. Кавказа (табл. 3). Установлено, что в указанных регионах приток талых, дождевых и подземных вод в русловую сеть испытывает сложное изменение, обусловленное зональными, гидрографическими, гидрологическими и местными факторами. Если гидрографические и местные особенности водосборов обуславливают относительно стабильные воздействия на генетическую структуру стока воды, то

роль зональных, гидрологических и некоторых местных факторов может постепенно изменяться вследствие межгодовой или многолетней динамики элементов водного баланса речных бассейнов.

Таблица 3. Соотношение долей снегового, дождевого и подземного питания рек одного порядка в разных природных зонах Европейской территории России [13]

Водность года	Доля источников питания, %		
	снеговое	дождевое	подземное
<i>Тайга</i>			
Многоводный	30	50	20
Средний	60	20	20
Маловодный	70	10	20
<i>Смешанные леса</i>			
Многоводный	50	30	20
Средний	55	20	25
Маловодный	55	15	30
<i>Лесостепь</i>			
Многоводный	30	40	30
Средний	45	35	20
Маловодный	65	15	20

Эрозионные и русловые процессы, по-разному проявляясь в различных звеньях гидрографической сети, обладают определенной схожестью, сущность которой раскрыта в следующих законах [79, 333]: 1) закон взаимной обусловленности водного потока и русла (если последнее способно деформироваться); 2) закон нелинейности связи (непропорциональности) между количественными изменениями активных факторов русловых процессов с интенсивностью их проявления; 3) закон факторной относительности – неодинаковой или неодновременной реакции (в отношении направленности и интенсивности русловых и эрозионных процессов) в различных звеньях гидрографической сети на изменение условий географической среды; 4) закон ограниченности морфологических комплексов – наличия вполне определенных типов форм флювиального рельефа, характеризующихся устойчивостью при стационарном режиме эрозионного и руслового процессов. Н.И. Маккавеев особо подчеркивал, что наряду с указанными законами при изучении русловых процессов следует учитывать то, что в ходе развития последних одновременно проявляются, тесно взаимодействуя друг с другом, как размыв, так и аккумуляция наносов, которые практически всегда взаимно связаны, или, по его словам, без предварительной эрозии не происходит аккумуляции, причем оба эти процесса настолько переплетены, что по длине водотока трудно разграничить зоны «чистой» эрозии и «чистой» аккумуляции [335]. Обычно удается констатировать лишь преобладание того или иного процесса. Н.И. Алексеевский [12] выделяет две генетические составляющие в транспортируемом рекой осадочном материале, одна из которых связана с внешними, другая – с внутренними источниками формирования стока наносов. Внешние генетические составляющие стока наносов представляют собой часть переносимого рекой осадочного материала, поступающего с водосборной территории (бассейновая, или транзитная, составляющая наносов). Внутренние составляющие связаны главным образом с размывом ранее накопившихся отложений и в существенной степени являются следствием возникновения направленного массообмена в системе поток-русло (русловая составляющая стока наносов). Сток влекомых частиц характеризует в основном перенос собственно русловых отложений. Соотношение русловых и транзитных фракций в составе взвешенных наносов колеблется в достаточно широком диапазоне, определяется интенсивностью взаимодействия потока и русловых отложений (гидравлическими факторами) и масштабами поставки материала внешними источниками. С ландшафтно-географической точки зрения в направлении с севера на юг отмечается увеличение доли транзитных наносов в составе переносимого реками осадочного материала. В свою очередь, в структуре стока взвешенных наносов выделяется еще ряд генетических составляющих, значимость и соотношение которых изменчивы и, судя по всему, зависят от характеристик реки и разнообразных природных (а сейчас и техногенных) факторов. Авторы [162], применив для выявления роли отдельных факторов в изменении интенсивности денудации по земному шару информационный анализ, установили, что по величине коэффициента эффектив-

ности приема и передачи информации в однофакторном канале связи факторы располагаются в следующей последовательности: ландшафтная зональность – 0,12, рельеф – 0,08, состав пород – 0,07, площадь бассейна – 0,03, техногенное воздействие – 0,02; роль жидкого стока из-за недостатка данных авторам оценить не удалось.

Реки характеризуются непрерывным взаимодействием воды и русла. Силы, возникающие при поступательном движении воды, являются важнейшими динамическими факторами, определяющими основные закономерности эрозионно-аккумулятивной деятельности русловых потоков. В общем же случае основными факторами русловых процессов являются сток воды, геологическое строение территории, сток наносов, существующая форма русла и долины, ледовые явления, ветры, растительность, наличие многолетнемерзлых грунтов, специфика проявления склоновых процессов, хозяйственная деятельность человека [336]. Их сложное сочетание определяет характер и направленность русловых деформаций, представляющих собой непрерывные переформирования русла под действием текущей воды, которые в зависимости от их развития по отношению к направлению силы тяжести и роли в осуществлении эрозии, транспорта и аккумуляции наносов разделяют на три основные группы [336]: 1) вертикальные, вызывающие трансформацию продольного профиля реки и изменения отметок дна русла (врезание или аккумуляция); 2) горизонтальные, связанные с перемещением русла в плане и размывами берегов и приводящие к расширению долины и образованию поймы; 3) движение аллювиальных гряд, обуславливающее формирование перекатов, отмелей, кос и других аккумулятивных образований в русле. Для конкретного участка реки по времени своего проявления русловые деформации могут быть направленными, периодическими, текущими (пульсационными) [464] и элементарными (процесс отрыва, перемещения и оседания на дно отдельных частиц) [284]. Каждый из видов русловых деформаций может проявляться по всей реке в целом или на участках значительного протяжения (общие деформации), либо на ограниченных по длине отрезках русла (локальные деформации), в конечном счете образуя сложный комплекс русловых и долинных форм рельефа. Р.С. Чалов [626] по виду русловых деформаций и их морфологическим проявлениям выделяет (для равнинных рек) два основных типа речных русел – широкопойменные (меандрирующие; разветвленные на рукава; с пойменной многорукавностью; неразветвленные, относительно прямолинейные) и врезанные (врезанные излучины; разветвленные; прямолинейные).

Обычно установившемуся гидравлическому режиму руслового потока соответствует определенное нормальное насыщение и определенный расход перемещаемого осадочного материала. Одним из основных показателей эрозионно-аккумулятивной деятельности рек является модуль стока наносов, выражаемый либо в виде величины твердого стока, отнесенной к единице площади водосборного бассейна (например, в тыс. кг/км² в год), либо в виде мощности (в миллиметрах в год) смываемого с поверхности водосбора слоя (табл. 4). В глобальном плане сток взвешенных наносов и скорость механической денудации заметно больше стока растворенных веществ и скорости химической денудации (табл. 5). На локальных уровнях скорость денудации и транспорт реками различных наносов и веществ зависят от многих факторов и нестабильны год от года (табл. 6). Согласно [320], для рек СССР соотношение между взвешенными, влекомыми наносами и веществом, выносимом в растворе речных вод, в среднем составляло 1,45:0,14:1, т. е. преобладал перенос вещества в виде взвеси. Однако это соотношение отражает общую закономерность, для конкретного водотока оно может быть другим. По Уоллингу (1971; цит. по [927]), доля взвешенных наносов колеблется в пределах 29,7–53,6%, растворенных веществ – 45,4–76,8%, влекомых наносов – 0,5–2,5% от суммарного стока веществ, переносимых реками. Н.М. Страхов [556] подчеркивал, что несмотря на отсутствие точной математической пропорциональности между величинами механической и химической денудации, с увеличением первой, как правило, усиливается и вторая, и наоборот. При этом химическая и механическая денудации (их интенсивность, величины) зональны, и эта зональность в основе своей климатическая. Например, пояса умеренного влажного климата вне годовых изотерм +10°C отличаются слабой и умеренной механической денудацией территорий, пояс между изотермами +10°C – сильным и очень сильным механическим смывом. Влияние местных (азональных) факторов практически всегда вызывает существенное нарушение этой общей тенденции, что наиболее

ярко проявляется в бассейнах малых рек и особенно тех рек, водосборные бассейны которых расположены в хозяйственно освоенных районах.

Таблица 4. Сток взвешенных наносов рек территории быв. СССР [555]

Бассейн моря, океана	Площадь водосбора, млн. км ²	Сток наносов, млрд. кг в год	Модуль стока наносов	
			тыс. кг/км ² в год	мм в год
Северный Ледовитый океан				
Баренцева и Белого морей	1,25	16,2	13,0	0,009
Карского моря	6,20	36,7	5,91	0,004
Моря Лаптевых	3,67	40,1	10,9	0,007
Восточно-Сибирского моря	1,39	27,1	19,5	0,013
Чукотского моря	0,102	2,44	23,9	0,016
Весь бассейн	12,51	122	9,80	0,006
Тихий океан				
Берингова моря	0,573	7,95	13,9	0,009
Охотского моря	2,80	35,1	12,5	0,008
Японского моря	0,135	1,92	14,2	0,009
Камчатка и Сахалин	0,446	36,8	82,5	0,055
Весь бассейн	3,95	81,8	20,7	0,014
Атлантический океан				
Балтийского моря	0,640	2,30	3,59	0,002
Черного и Азовского морей	1,33	27,8	20,9	0,014
Весь бассейн	1,97	30,1	15,3	0,010
Область внутреннего стока				
Каспийского моря	2,95	98,0	33,2	0,022
Аральского моря и бессточных областей Ср. Азии и Казахстана	2,50	198	79,2	0,053
Вся область	5,45	296	54,3	0,036
Вся территория быв. СССР	23,88	530	22,2	0,015

Таблица 5. Объемы и скорость глобальной эрозии [557]

Континент	Площадь, км ² x 10 ⁶	Сток взвешенных веществ, т x 10 ⁶	Сток растворенных веществ, т x 10 ⁶	Скорость денудации, т/км ²	
				механической	химической
Европа	9,67	420	305	43	32,0
Азия	44,89	7445	1961	166	42,0
Африка	29,81	1395	752	47	25,2
Сев. Америка	20,44	1503	809	73	40,0
Юж. Америка	17,98	1667	993	93	55,0
Австралия	7,96	257	88	32,1	11,3

Таблица 6. Денудация в небольших водосборных бассейнах Австралии (по Дж. Филду [399])

Показатель	Бассейны, расположенные на					
	граните		разных породах		базальте	
Год наблюдения:	1974	1975	1974	1975	1974	1975
Площадь, км ²	7,6		8,8		13,6	
Денудация:						
Общий вынос вещества, т	28,17	91,04	191,65	238,92	141,07	517,52
Компоненты выноса, т						
Растворенное вещество	25,66	73,48	176,64	128,16	135,80	412,37
Вещество в виде суспензии	2,49	17,44	14,97	110,15	5,28	104,97
Перенос по ложу	0,0001	0,001	0,04	0,40	0,02	0,18
Прочие	0,05	0,12	0,008	0,21	0,001	0,008
Компоненты выноса, доля, %						
Растворенное вещество	91,1	80,7	92,2	53,6	96,3	79,7
Вещество в виде суспензии	8,9	19,2	7,8	46,1	3,7	20,0
Перенос по ложу	0,001	0,00002	0,02	0,002	0,002	0,0004
Прочие	0,1	0,002	0,002	0,001	0,001	0,00002
Интенсивность денудации, т/км ²	3,69	4,92	21,78	27,15	10,40	38,17
Понижение поверхности, мм/1000 лет	1,39	4,50	8,22	10,25	3,92	14,40

Средний модуль водной эрозии для территории быв. СССР составлял 40,3 т/км² [320], средний годовой модуль стока взвешенных наносов оценивался в 22 т/км² [555]. Обычно средние темпы механической денудации в бассейнах наиболее крупных рек России редко превышают 30

Таблица 7. Механическая денудация в пределах речных систем России [557]

Река	Площадь бассейна, 10 ³ км ²	Денудация, т/км ²
Амур	1843	28
Волга	1380	19
Днепр	508	5
Дон	422	18,3
Енисей	2707	4
Инди́гирка	360	24
Колыма	644	7
Нева	282	3,9
Обь	2425	6
Печора	327	20
Сев. Двина	411	14
Терек	3,7	600
Яна	318	10

т/км² (табл. 7). Исключение составляют реки горных территорий. Естественно, что показатели природного стока наносов для бассейнов меньших размеров могут заметно отличаться от приводимых значений. К тому же, даже в пределах одного и того же малого бассейна этот показатель испытывает значительную вариацию. Например, как отмечено выше, в бассейне р. Пахры значения естественного модуля стока взвешенных наносов изменяются от 5 до 30 т/км² [478].

Расходы речных наносов характеризуются большой временной

изменчивостью (особенно в засушливых и горных районах), основной причиной которой является режим стока воды (прежде всего, процесс формирования паводочного стока в пределах бассейна и русловой сети, ход развития паводка, степень затопления поймы, относительная высота пика паводка и т. д.) [555]. На малых реках (с площадью водосбора < 1000 км²), помимо водности, значение имеют характеристики водосбора: увлажненность почвогрунтов, степень их оттаивания к началу половодья, особенности режима стаивания снега и др. На таких реках резко выражен суточный ход мутности и расхода наносов. Исследования Е.С. Семеновой [555] показали, что суточные волны расходов воды, мутности и расходов взвешенных наносов на малых реках проходят в период половодья, что отражает колебания факторов, определяющих формирование стока воды и процессов водной эрозии в пределах водосборного бассейна. Н.И. Алексеевский [12], основываясь на качественном анализе различных механизмов транспортировки наносов, выделяет несколько масштабов времени, характеризующих изменчивость стокообразования и, соответственно, изменчивость характеристик стока наносов, – внутригодовая изменчивость, многолетняя изменчивость, историческая изменчивость, геологическая изменчивость. При этом процессы транспорта наносов, отвечающие определенным интервалам времени, характеризуются квазипериодической (волновой) природой.

Количество переносимого рекой взвешенного материала, характеризуемого показателями мутности, определяется скоростью течения реки, гранулярным составом донных отложений и поступающих в водную массу частиц. Тем не менее известно, что река при одних и тех же гидравлических характеристиках несет разное количество взвеси, т. е. связь между мутностью водного потока и скоростями течения для естественных речных русел является неоднозначной (Россинский, Кузьмин, 1950, цит. по [486]). Аккумуляция наносов в русле реки происходит благодаря пульсации скоростей потока, изменениям его гидравлических характеристик по площади ложа, образованию в потоке циркуляционных течений, транспортирующих осадочный материал на те участки русла, где скорость течения ниже критической [336, 486]. Систематическая аккумуляция наносов начинается осуществляться тогда, когда количество поступающего в водоток материала оказывается больше транспортирующей способности потока. Осаждение транспортируемых частиц обычно наблюдается в том случае, когда скорость течения становится меньше примерно на 20–25% той скорости, которая была необходима для начала размыва [334]. Характер и особенности накопления отложений в русле во многом определяются известным законом В. Эри, отражающим приближенное соотношение между массой частицы, влекомой потоком, и скоростью течения воды: масса переносимых по дну частиц пропорциональна 6-й степени скорости течения. Это во многом определяет известную литологическую (и, отчасти, геохимическую) пестроту руслового аллювия. В то же

время, наблюдаемая в реках сортировка отложений по крупности зависит от количества переносимых и осаждающихся наносов, их гранулометрического состава, скоростного режима водотока, длины пути, проходимого взвесью. В большинстве случаев свежесосаженные отложения подвергаются трансседиментации (переотложению), что обусловлено, например, резким снижением уровня воды, пространственной и сезонной изменчивостью скоростей течения, сползанием верхнего разжиженного слоя отложений по уклону, взмучиванием и выносом тонких частиц и др.

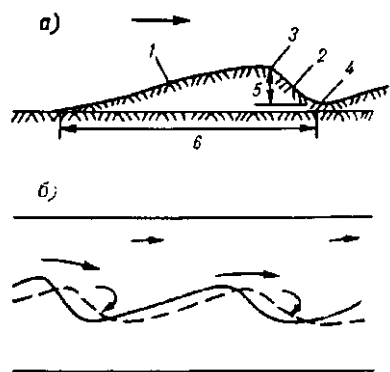


Рис. 4. Основные элементы гряды (а) и схема ее размещения (б) [395].
1 – лобовой (верховой) откос, 2 – низовой (тыловой) откос, 3 – гребень, 4 – подвалье, 5 – высота, 6 – длина гряды.

песчаных и (реже) галечных отложений на дне русла, называемых грядами (в англоязычной литературе *dunes*, т. е. дюны) (рис. 4). Многие из них соизмеримы с шириной русла и достигают в высоту нескольких метров, а в длину – многие километры; другие измеряются первыми сантиметрами

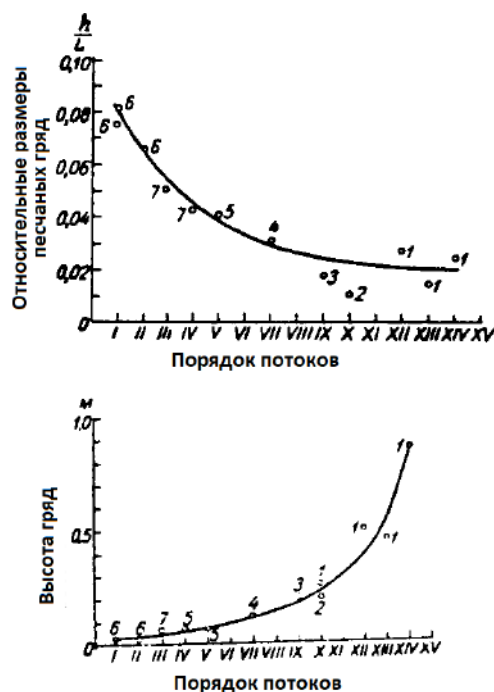


Рис. 5. Высота и относительные размеры песчаных гряд в зависимости от размера реки (порядка водотока) [481].

h – высота гряды, L – длина гряды; реки: 1 – Волга, 2 – Луга, 3 – Керженец, 4 – Истра, 5 – Песочная, 6 – лабораторная модель, 7 – наблюдения на каналах.

Движение и последующее осаждение наносов всегда сопровождается организацией их частиц в морфологические элементы, поэтому русло любой реки характеризуется одновременным существованием разнообразных форм руслового рельефа (русловых форм, донных форм). Причины возникновения русловых форм, процессы их развития и переформирования во времени изучены недостаточно полно; отсутствует их единая классификация, относительно номенклатуры донных форм среди исследователей имеются большие разногласия. Дело в том, что для каждой реки в отдельности еще можно выстроить иерархию русловых форм, однако составить общеприменимую (универсальную) схему достаточно трудно. Судя по всему, относительно хорошо установлена лишь гидродинамическая значимость более мелких повторяющихся русловых форм [481].

В руслах равнинных рек существуют аккумулятивные образования разных размеров, представляющие собой скопление песчаных и (реже) галечных отложений на дне русла, называемых грядами (в англоязычной литературе *dunes*, т. е. дюны) (рис. 4). Многие из них соизмеримы с шириной русла и достигают в высоту нескольких метров, а в длину – многие километры; другие измеряются первыми сантиметрами и десятками сантиметров [626]. Наиболее распространены малые гряды, имеющие длину в несколько десятков сантиметров, обычно располагающиеся в шахматном порядке и определяющие степень шероховатости речного дна. Н.А. Ржаницыным [481] установлены эмпирические зависимости высоты и относительных размеров песчаных гряд с порядком водотока (рис. 5). На равнинных реках формируются так называемые ленточные гряды, размеры которых сопоставимы с размерами речного русла. Гряды располагаются либо вдоль течения примерно по оси потока, занимая почти всю ширину русла (первичные гряды), либо под некоторым углом к оси потока (перекошенные гряды) [626]. Предполагают, что появление первичных неровностей на дне связано с вихревой структурой водного потока, когда по длине реки зоны повышенных скоростей чередуются с зонами относительного затишья, где и формируются первичные песчаные гряды [481]. В начале движения отдельных песчинок на плоском дне происходит образование небольших поперечных валиков, за которыми сразу же начинается размыв песка. Постепенно валик приобретает характерный профиль волны. В дальнейшем отдельные зерна с верхового откоса под влиянием возрастающей скорости над ним пе-

решаются вверх до гребня, а затем сваливаются в подвалье. Встречным движением вихря эти частицы из подвалья вымываются и прижимаются к тыловому скату гряды, происходит наращивание последней и перемещение ее вниз по течению. Как правило, в тонких отложениях грубоалевритовой и меньшей размерности гряды не образуются [314]. Грядовая форма передвижения песчаных наносов является типичной для многих равнинных рек [481]. По оценкам [333], количество перемещаемого таким способом осадочного материала в русле Волги и Дона составляет 1–5%, в русле Днепра 15–20% от их общего твердого стока. В бурном потоке относительно малой глубины образуются особые гряды – так называемые антидюны, которые обычно встречаются в виде длинных серий [314]. Они перемещаются вверх по течению путем размыва их низового откоса и намыва верхового, нарастание которого происходит за счет накопления наносов, смытых с низового склона выше расположенной гряды. Таким образом гряда перемещается в противоположном движению частиц направлении, т. е. вверх по течению. Следует отметить, что при чрезвычайно больших скоростях движение донных наносов может осуществляться ровным слоем без образования гряд.

Поскольку считается, что русловой процесс имеет достаточно выраженную дискретную структуру, то это позволяет детализировать его характерные (структурно-морфологические) уровни [260]. Они различаются масштабами действующих факторов и русловых элементов, а также закономерностями руслового процесса, свойственными тому или иному структурному уровню. Каждый класс русловых образований имеет примерно одинаковый объем (площадь), резко отличается по этому признаку от другого класса и определенным образом соотносится со структурными уровнями руслового рельефа, среди которых различают [464]: 1) частицы наносов; 2) ультрамикроформы; 3) микроформы; 4) мезоформы; 5) макроформы, соответствующие формам русла; 6) мегаформы. В зависимости от расхода воды и наполнения русла (водобильности реки) одни и те же элементы руслового рельефа могут восприниматься по-разному [54]. Так, при очень высоких половодьях даже наиболее крупные гряды из разряда макроформ могут переходить в группу мезоформ.

С самыми низшими структурными уровнями связаны процессы перемещения отдельных зерен наносов в режиме перекачивания и сальтации, вследствие чего формируются ультрамикроформы руслового рельефа. К микроформам обычно относят массовые мелкие образования, не выражающие морфологического строения русла и воспринимаемые как его шероховатость [260]. Высота их колеблется в пределах от нескольких мм до 2–3 см, а длина от нескольких сантиметров до 5–540 см, иногда больше. Размеры таких донных форм возрастают с увеличением транспортирующей способности потока, но их величина не зависит от его глубины [314]. В.С. Боровков [54] предлагает к микроформам относить русловые формирования, высота и длина которых соответственно не более $0,1 h$ (глубины русла) и $0,1 B$ (ширины русла). Н.И. Маккавеев и Р.С. Чалов [336] микроформами считают миниатюрные гряды (их также называют рифелями, песчаной рябью, рябью течения), представляющие собой самые массовые формы грядового руслового рельефа. Иногда мелкие гряды, длина которых менее 0,6 м, называют знаками ряби, а более крупные – мега-рябью. Как правило, знаки ряби асимметричные, крутой склон их обращен в сторону течения, при увеличении скорости которого часто образуется мелкая барханчиковая рябь. Разные типы знаков ряби течения детально рассмотрены в работе [476]. Мезоформы руслового рельефа представлены песчаными волнами (или, в терминологии многих авторов, барами), размеры которых малы по сравнению с размерами перекатов. Они возникают обычно на верховых склонах последних и создают своеобразную гофрированность их поверхности [333]. Песчаные волны представляют собой гребневидные текстуры, свойственные поверхности осадочных слоев, по форме напоминающие волны воды и образующиеся быстро движущимися потоками. Это, в частности, наблюдается в дюнах,двигающихся вниз по течению, и в антидюнах, перемещающихся вверх по течению. Последние образуются на речных отмелях. Обычно песчаные волны возникают периодически и могут быть симметричными или неправильными по форме. Термин «песчаная дюна» чаще всего обозначает достаточно крупные линейные подводные песчаные дюны или бары, образующие положительные аккумулятивные формы. Мезоформы уже активно влияют на шероховатость ложа потока и соответственно на его гидравлические характеристики. Они способны возбуждать в придонной области вихри. В связи с большими размерами мезоформ время переформи-

рования их заметно больше, нежели микроформ. Макроформам соответствуют перекаты, а также гряды, составляющие 0,5–50,1 ширины русла (побочни, косы, осередки и т. п.) [333]. Побочни представляют собой отмели, примыкающие к берегам. Так называемые ленточные гряды, которые не связаны с берегами, имеют вид осередков, вытянутых по направлению течения и характеризующихся высотой по оси гряды в нижней ее части, считая по течению. Осередки представляют собой отделенные от берегов скопления наносов в русле реки в виде невысоких, обычно лишенных растительности, затопленных или частично обнаженных подвижных островов или отмелей, преимущественно продолговатой, вытянутой формы [336]. Причиной образования осередков может быть скопление наносов у случайных препятствий, а также обсыхание в межень крупных ленточных гряд, формирующихся в русле реки в половодье. По ширине русла обычно располагается несколько гряд-осередков, и русло бывает сильно распластанным. В межень гряды обсыхают и превращаются в осередки, которые затем, закрепляясь растительностью, могут превращаться в острова, а русло становится многорукавным даже в половодье. К макроформам относятся также застрugi, возникающие возле берегов, и косы в устьях островов, вытянутые вниз по течению. Макроформы определяют основной рельеф русла, обуславливают локальные изменения его глубин как вдоль, так и поперек реки. С ними связано возникновение различных вторичных течений в потоке. При низких уровнях воды отдельные части макрогряд могут обсыхать, закрепляться растительностью и превращаться в крупные детали самого русла (острова, выпуклые берега излучин и т. п.). Уровень мегаформ объединяет серии форм самого русла реки, определяет русловый процесс реки в целом, ее морфологический тип. Характерным примером мегаформ являются речные излучины с прилегающим пойменным массивом, образовавшимся в результате плановых перемещений меандрирующего русла. Формы всех классов, т. е. каждого структурного уровня, могут существовать как самостоятельно (обособленно), так и накладываться друг на друга, особенно в средних и крупных реках. Рассмотренные выше формы руслового рельефа наиболее типичны для рек с песчаным ложем, причем особенно полно все комплексы рельефа выражены в руслах средних и крупных (меандрирующих) рек. На реках с галечно-валунным аллювием иерархия грядовых форм рельефа более простая [626]. Здесь обычно возникают в основном только макроформы, на равнинных реках представленные нормальными грядами с пологим верховым и крутым низовым откосами, а на горных реках с бурным течением – антидюнами.

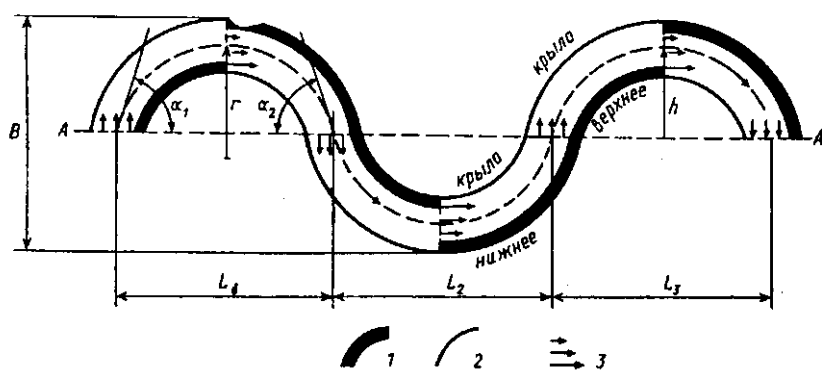


Рис. 6. Элементы излучины русла и распределение в их пределах скоростей, а также зон ускорения (1) и замедления (2) течения [336].

Границы русла: 1 – в зоне ускорения, 2 – в зоне замедления, 3 – векторы скорости. А – ось пояса меандрирования; В – пояс меандрирования; L_1 , L_2 , L_3 – шаги излучины (их сумма – длина излучины); α_1 – угол входа излучины; α_2 – угол выхода излучины; r – радиус кривизны излучины; h – стрела прогиба.

пуклого берега одной излучины к выпуклому участку берега нижележащей по течению излучины (рис. 6–8).

Типичные перекаты представляют собой крупные аллювиальные гряды, пересекающие русло от одного берега до другого [333]. Различают следующие элементы переката: 1) верхняя коса, расположенная выше (считая по течению) корыта переката, 2) нижняя коса, расположенная ниже корыта (иногда верхнюю косу называют верхним побочнем, нижнюю – нижним побочнем), 3) верхняя

В структуре русла равнинной реки выделяют закономерно чередующиеся плесы (более углубленные места, расположенные в петле излучины у вогнутого участка берега) и перекаты, т. е. более мелкие участки, размещенные на относительно прямоллинейных участках русла между соседними плесами и пересекающие ось (талвег) реки под острым углом в виде гребня, идущего от вы-

плесовая лощина, или ложбина, – глубокая часть русла выше переката, 4) нижняя плесовая лощина, или ложбина, – глубокая часть русла ниже переката, 5) седловина, или гребень, – наиболее повышенная часть вала, соединяющего верхнюю и нижнюю косы переката, 6) корыто – наиболее глубокая часть седловины переката, 7) напорный (верхний) скат – верхняя часть седловины переката, обращенная к верхней плесовой лощине, обычно более пологая, чем низовая часть (подвалье), 8) подвалье – низовая часть, или тыловой скат, седловины переката, лежащая ниже вала переката и обращенная в сторону нижней плесовой лощины, часть более крутая, чем напорный скат. Перекаты, у которых напорный

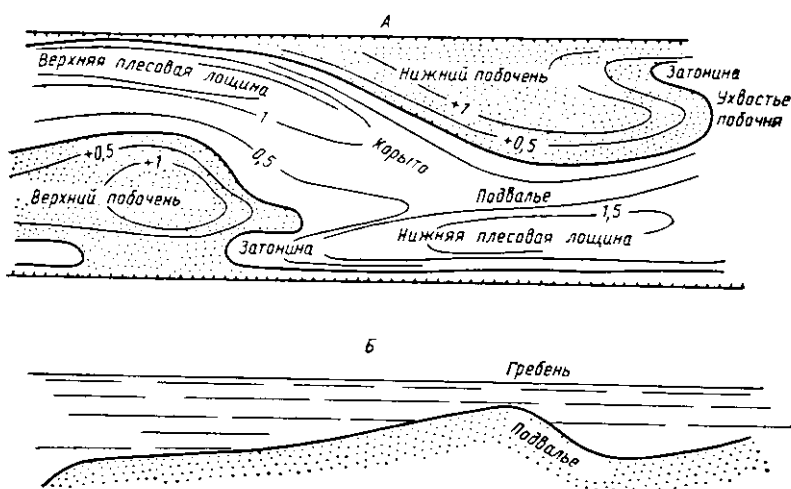


Рис. 7. Основные элементы рельефа переката [336].
А – в плане; Б – в продольном разрезе.

скат гребня плавно переходит в тыловой без образования резко выраженного подвалья, называют перевалом.

В общем виде закономерности во взаиморасположении плановых очертаний русла и глубин в равнинных реках отражаются совокупностью эмпирических положений, сформулированных в следующем виде и получивших название закона Фарга: 1) линия наибольших глубин вдоль по течению реки стремится прижаться к вогнутому берегу; песок и ил с другой стороны откладываются в форме пляжей или широких отмелей на противоположном выпуклом берегу; 2) самая глубокая часть плеса и самая мелкая часть переката сдвинуты по отношению к точкам наибольшей кривизны вниз по течению приблизительно на $\frac{1}{4}$ длины плеса плюс переката; 3) плавному изменению кривизны соответствует плавное изменение глубин; всякое резкое изменение кривизны сопровождается резким изменением глубин; 4) чем кривизна больше, тем больше и глубина плеса; 5) с увеличением длины кривой при данной ее кривизне глубина сначала возрастает, а потом убывает, для каждого участка реки существует некоторое среднее, наиболее благоприятствующее глубинам значение длины кривой.

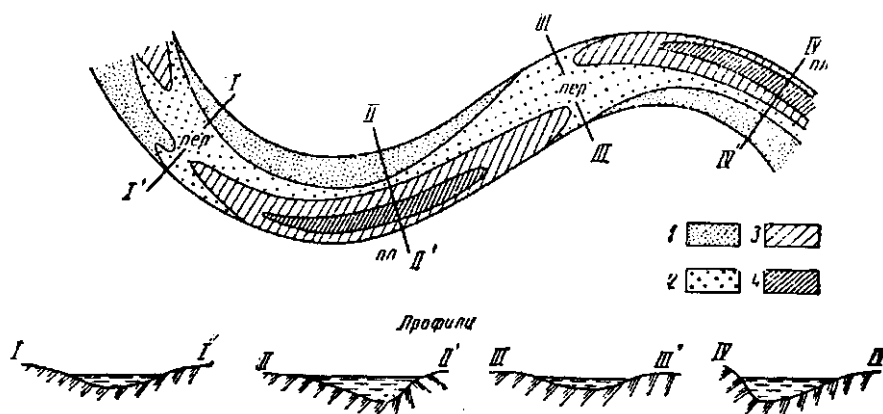


Рис. 8. Схема, показывающая распределение плесов и перекатов в русле меандрирующей реки [652].
пер – перекат; пл – плес; 1 – прирусловые отмели; 2 – тела перекатов; 3, 4 – плесовые ложбины (густота штриховки пропорциональна глубине).

В общем случае тип руслового процесса, свойственный той или иной реке или ее отрезку, определяется прежде всего характером макроформ, в свою очередь зависящих от всей совокупности характеристик режима жидкого и твердого стока. Наиболее полной схемой типизации руслового процесса является известная классификация ГГИ (рис. 9).

Следует отметить, что аккумулятивной

деятельности малых равнинных рек способствуют особенности русловых процессов, типичные только для этих водотоков. Например, для них характерны небольшие соотношения между шириной и глубиной русла, что приводит к резкой дифференциации глубин вдоль реки при чередовании плесов и перекатов, особенно отчетливо проявляющейся на меандрирующих реках. Вследствие подпорного воздействия перекатов в межень в пределах плесов и плесовых ложин скорости течения снижаются до минимума, а сам поток как бы распадается на систему озеровидных плесов со стоячей водой, что способствует аккумуляции наносов. Формирование подобного русла происходит в основном во время половодья, когда скорости выравниваются по длине потока, происходит размыв плесовых ложин и аккумуляция наносов на гребнях перекатов. Если основным источником поступления наносов в реки являются талые воды, то заметного заиления русел не наблюдается, поскольку максимум выноса совпадает с периодом прохождения руслоформирующих расходов и наибольшей транспортирующей способности потока. Если главным фактором эрозии почв является дождевой сток, то максимум формирующей деятельности потоков и максимум поступления в реки наносов находятся как бы в противофазе, что способствует активному накоплению отложений в руслах. Данный процесс интенсифицируется в случае развития в русле и на отмелях растительности. Еще более активизируются процессы аккумуляции при разви-

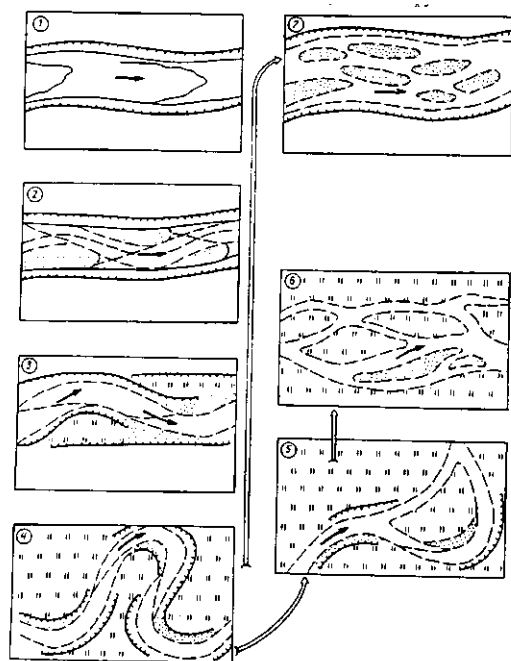


Рис. 9. Схема типизации речных русел по соответствующим им деформациям

(по Н.Е. Кондратьеву и И.В. Попову) [395].

- 1 – ленточно-грядовый тип; 2 – побочный тип; 3 – меандрирование ограниченное; 4 – меандрирование свободное; 5 – меандрирование незавершенное; 6 – пойменная многорукавность; 7 – осередковый тип, или русловая многорукавность.

тии ускоренной эрозии, при поступлении сточных вод и поверхностного стока с освоенных территорий, что обуславливает постоянную перегрузку потоков наносами, в большинстве случаев обладающих специфическим составом. В конечном счете все это способствует распространению аккумулятивных процессов на все фазы водного режима и приводит к заилению и деградации русел малых рек, вплоть до их полного исчезновения.

2.2. Гидрохимические условия аллювиальной обстановки осадконакопления

В основе учения об осадочных породах лежит допущение, согласно которому условия, существующие в каждой обстановке осадконакопления, определяют свойства сформировавшихся

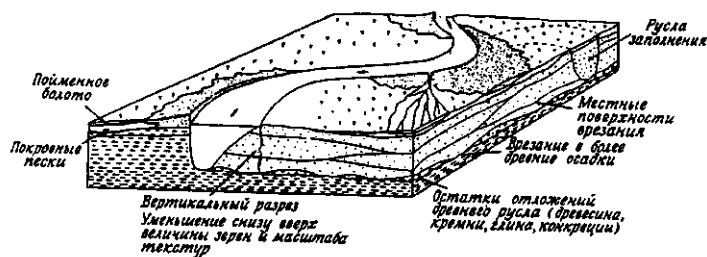


Рис. 10. Геоморфологическая модель аллювиальной обстановки осадконакопления (показаны взаимосвязь между покровными песками, русловыми отложениями, прирусловыми валами и остаточными отложениями, отчасти внутреннее строение разреза долины и типы преобладающих седиментационных структур и текстур) [589].

здесь отложений. В понятие «обстановка осадконакопления» включаются место (или, по [436], геоморфологическая единица, имеющая определенные размеры и форму), где происходит накопление осадочного материала, физические, химические и биологические условия, характеризующие среду осадконакопления, и процесс, обуславливающий аккумуляцию материала [589] (рис. 10). Особое зна-

чение имеют источники и пути поступления осадочного материала в данную (например, в аллювиальную) обстановку осадконакопления. Изменения условий осадконакопления и характеристик источников питания осадочным материалом сопровождаются трансформацией не только темпов образования рыхлых отложений, но и изменениями их морфологического облика, строения, вещественного состава, геохимических свойств.

Аллювий образуется на любой стадии развития речной долины, поскольку, как отмечалось выше, эрозия и аккумуляция теснейшим образом связаны и в той или иной форме всегда сопутствуют друг другу. В ходе аллювиального седиментогенеза в зависимости от направленности движения земной коры, особенностей рельефа, климата и режима водных потоков обычно меняется лишь динамика процесса аккумуляции и тем самым степень развития и особенности строения аллювиальной толщи. В свою очередь, геология и растительно-почвенный покров водосборов создают общий фон для формирования литологических, минералогических и геохимических характеристик аллювиальных отложений. Большое значение имеют гидрохимические и физико-химические параметры и биологические особенности среды осадконакопления, а также процессы, определяющие поведения химических элементов в водной толще и донных отложениях.

2.2.1. Химический состав речных вод и его формирование

Важнейшими особенностями рек, имеющими первостепенное значение для формирования их геохимического облика, В.И. Вернадский считал [84]: 1) резкое преобладание (по весу) в газовой атмосфере пресных рек CO_2 над N_2 и O_2 ; 2) нахождение органического вещества в растворе и золях, а также «в микроскопической жизни меньше 10^{-4} см размерами, главным образом бактерий»; 3) высокое содержание мути, количество которой (по весу) аналогично другим компонентам природной воды и которая теснейшим образом связана с живым веществом, с геохимической энергией жизни; 4) чрезвычайную изменчивость химического состава растворенного и мелкодисперсного вещества, которое несут реки, причем эти колебания резко проявлены для всякой отдельной реки; 5) важную роль сорбционных процессов в миграции химических веществ; б) геохимическую индивидуальность реки, точно отражающей сложные химические равновесия ее бассейна, его почвенные растворы, его грунтовые воды, его метеорные воды, его поверхностные воды, его живое вещество и их изменения в связи с климатическими колебаниями, а в большие периоды времени – с геологическими изменениями. Согласно О.А. Алекину [9], главными особенностями рек, от которых зависят их гидрохимические характеристики, являются: 1) быстрая смена воды в речных руслах, в результате чего она взаимодействует с горными породами ограниченное время и испаряется незначительно; 2) формирование состава воды в самых верхних слоях земной коры, как правило, хорошо промытых; 3) сильная зависимость водного режима от гидрометеорологических и климатических условий; 4) хорошее взаимодействие воды с атмосферой; 5) интенсивное воздействие гидробионтов на речную воду. Это, в свою очередь, обуславливает следующие основные черты химического состава речной воды: 1) малую по сравнению с другими водными объектами минерализацию; 2) высокую изменчивость состава вод под влиянием гидрометеорологических факторов; 3) постоянное присутствие в воде атмосферных газов и ничтожно малое количество других газов, отсутствующих в атмосфере. По мнению Гиббса [925], химический состав речных вод в естественных условиях контролируется в основном тремя механизмами: 1) влиянием атмосферных осадков; 2) химическим выщелачиванием горных пород бассейна; 3) процессом испарения – кристаллизации. Другие характеристики бассейна – рельеф и растительность – имеют второстепенное значение. Согласно Гиббсу, можно говорить о 3-х типах поверхностных вод. Так, в условиях влажного тропического климата поверхностные воды, дренирующие кристаллические породы, обычно являются слабоминерализованными; химический состав их подобен составу морской воды (за исключением Si и K); здесь формируется «атмосферный» тип вод. В аридной зоне (сильное испарение воды) происходит селективное осаждение минералов, в результате чего речные воды обогащаются SO_4^{2-} , Na^+ , Cl^- и формируется «эвапоритовый» тип вод, для которых характерна средняя и высокая минерализация. Промежуточное положение занимает «породомигриру-

ющий» тип вод. Драйвер [176] важную роль в формировании химизма природных вод отводит типу горных пород, климату (прежде всего, количеству атмосферных осадков), растительности, а также фактору времени (в смысле продолжительности контакта между породой и водой). Последний фактор, по его мнению, является важнейшей переменной, определяющей химию стока, особенно в зонах развития магматических пород, хотя, конечно, время контакта воды с подстилающей поверхностью само по себе зависит от многих других факторов окружающей среды.

В.И. Вернадский подчеркивал, что речная вода в основной массе своей есть функция метеорной воды, а в качестве ведущего механизма, определяющего солевой состав воды рек, выступают почвенные растворы, главным агентом в создании которых является живое вещество [84]. Так, разложение растительных остатков в почвах поставляет в воды углекислый газ, который, растворяясь, дает анион HCO_3^- ; высокие концентрации Са определяются его высокими содержаниями в растительных остатках, в свою очередь отличающихся относительно пониженными количествами Mg и Na. Б.Б. Полюнов [441] указывал, что состав речных вод обуславливается не столько действием воды на минералы пород, а сколько быстро текущим процессом извлечения химических элементов из минералов организмами и растворением в воде зольной части последних при их разложении. Следует добавить, что для формирования химического состава воды малых рек велико значение верховодки, находящейся в теснейшей связи с атмосферными и почвенными водами. По расчетам [641], в составе подземного химического стока ведущее значение имеют вещества, образующиеся именно при разложении растительных остатков в почве. По образному выражению А.И. Перельмана [430], главной фабрикой формирования химического состава поверхностных и грунтовых вод (особенно гидрокарбонатно-кальциевых) является почва, где наиболее энергично идет разложение растительных остатков. Это, в частности, и объясняет тот факт, почему ионный состав вод в ландшафтах влажного климата однообразен и мало зависит от геологии района.

Важной характеристикой речных вод выступает их минерализация (Σ_m), т. е. суммарное содержание в ней всех обнаруженных при химическом анализе минеральных веществ (обычно выражаемое в мг/л). О.А. Алекин отмечает, что данная количественная характеристика состава воды носит отчасти условный характер, поскольку полнота анализа вод может быть различной, так же как и форма выражения его результатов. Основными (главными) ионами, определяющими минерализацию речных вод, являются карбонаты, бикарбонаты, хлориды, сульфаты, натрий и калий, суммарное содержание которых в большинстве случаев достигает 99%. В гидрохимической практике часто используют также показатель «сумма ионов» (Σ_i), отражающий сумму всех ионов, концентрации которых $> 0,1$ мг/л [9]. Минерализацию воды оценивают и по так называемому сухому (плотному) остатку, который получают упариванием отфильтрованной пробы воды с углекислым натрием и последующим высушиванием при температуре 150–180°C. Применение углекислого натрия необходимо для предотвращения гидролиза в процессе выпаривания и перевода гигроскопических солей щелочноземельных элементов в негигроскопические карбонаты. Сухой остаток не всегда согласуется с величиной минерализации, рассчитанной суммированием растворенных компонентов. В биосфере преобладают речные воды с минерализацией < 500 мг/л, т. е. ультрапресные и пресные (по А.М. Овчинникову) или средней и малой минерализации (по О.А. Алекину). Речные воды с высокой минерализацией (> 1000 мг/л) в природных условиях встречаются редко. Между минерализацией и ионным составом природных вод наблюдается определенное соответствие. В естественных условиях граничному значению минерализации 1000 мг/л соответствует смена преобладания карбонатных ионов преобладанием сульфатных ионов и преобладания ионов кальция преобладанием ионов натрия, а граничному значению минерализации 10000 мг/л – смена преобладания сульфатных ионов преобладанием хлоридных ионов [73].

Основные компоненты химического состава речных вод обычно разделяют, в определенной мере условно, на 5 групп [9]: 1) главные ионы (компоненты солевого состава, макрокомпоненты), содержащиеся в воде в наибольшем количестве (ионы калия K^+ , натрия Na^+ , магния Mg^{2+} , кальция Ca^{2+} , хлоридные Cl^- , сульфатные SO_4^{2-} , гидрокарбонатные HCO_3^- , карбонатные CO_3^{2-}); 2) растворенные газы (кислород O_2 , азот N_2 , диоксид углерода CO_2 , сероводород H_2S и др.); 3) биогенные элементы (соединения азота, фосфора, кремния); 4) микроэлементы (соединения остальных химических элементов); 5) растворенные органические вещества (водный гумус). Особое положение

занимают ионы водорода H^+ , присутствующие в водах в незначительных количествах, но играющие важную роль в химических и биогеохимических процессах и во многом определяющие особенности поведения химических элементов. Кроме того, речные воды обладают такими качественными характеристиками, как жесткость, щелочность, окисляемость, агрессивность, электропроводность, которые обусловлены не одним, а совокупностью нескольких компонентов их состава. Важным компонентом речных вод являются взвешенные в них твердые вещества (речная взвесь), количество которых характеризуется таким показателем, как мутность воды.

В настоящее время имеется несколько десятков классификаций природных вод по химическому составу (например, классификации О.А. Бозояна, А.А. Бродского, М.Г. Валяшко, О.С. Джикия, В.А. Сулина, С.А. Щукарева и др.). Для речных вод удобной в практическом применении является известная классификация О.А. Алекина, сочетающая принцип деления химического состава по преобладающим анионам и катионам с делением по количественному соотношению между ними (рис. 11). Преобладающими считаются ионы с наибольшим относительным содержанием в процентах в пересчете на количество вещества эквивалентов. По преобладающему (ведущему) аниону воды делятся на 3 класса: гидрокарбонатные и карбонатные ($HCO_3^- + CO_3^{2-}$), сульфатные (SO_4^{2-}), хлоридные воды (Cl^-). Каждый класс по ведущему катиону подразделяется на три группы:

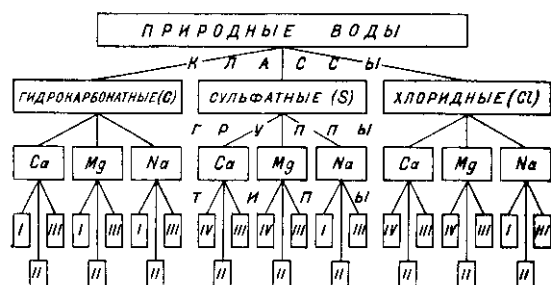


Рис. 11. Схема классификации природных вод [9].

кальция, магния и натрия. В свою очередь каждая группа делится, как правило, на четыре типа вод, определяемых соотношением между содержанием ионов в процентах в пересчете на количество вещества эквивалентов. Для краткого обозначения выделенных в данной классификации 27 типов природных вод применяются специальные символы. Класс обозначается символом, выведенным из названия соответствующего аниона (С, S, Cl), а группа – особым символом, который проставляется в виде степени к символу классу. Принадлежность к типу обозначается добавлением римской цифры в

индексе к символу класса. Таким образом, символы, характеризующие химический состав вод, изображаются так: C_{II}^{Ca} (т. е. гидрокарбонатный класс, группа кальция, тип II). В некоторых случаях в индексе (в названии) следует вводить второй по величине анион или катион, если его содержание лишь немного (в пределах 5%-экв) уступает преобладающему иону (например, SCl_{II}^{Ca} , т. е. сульфатно-хлоридно-кальциевый тип воды). Классификация Алекина не учитывает (крайне маловероятную в естественных условиях) возможность существования речных вод других классов (нитратных, боратных). Кроме того, в некоторых водах не исключена определяющая роль кремниевой кислоты, которая, однако, почти полностью недиссоциирована и не уравнивает катионы. Существует точка зрения, во многом справедливая, согласно которой ионный состав воды не может претендовать на роль главного (универсального) геохимического параметра всех вод. Так, для распространенных ультрапресных вод, богатых растворенным органическим веществом, роль ионного состава несущественна, а завышение в данном случае таксономического ранга ионного состава приводит к ошибке – объединению в одну группу вод с резко различными свойствами [430]. Например, воды горных рек Памира и коричневые воды рек мерзлотной тайги Сибири относятся по ионному составу к одному гидрокарбонатному кальциевому классу, тогда как это глубоко различные по своим геохимическим особенностям воды. Ряд исследователей полагают, что выделение в отдельный класс природных вод с преобладанием органического вещества невозможно, поскольку оно (вещество) обладает сложным составом.

Самыми распространенными речными водами являются воды гидрокарбонатного класса. Так, площадь, занимаемая бассейнами рек с подобной водой, составляет около 83% территории быв. СССР [9]. По составу эти воды относятся исключительно к группе кальция; гидрокарбонатные воды с преобладанием Na и Mg – редко явление в природе. По данным [1001], основанных на материалах по 64-м крупнейшим рекам мира, 99% речных вод относятся к гидрокарбонатному классу, причем резко преобладают воды группы кальция; натрий как доминирующий катион

встречается только в 1,5% случаев (табл. 8). В этом классе вод наиболее распространены речные воды малой минерализации, которые, например, характерны для большей части Севера Русской равнины и азиатской территории России. Значительно реже встречаются воды средней минерализации (зона лесов и лесостепи средней полосы Русской равнины). Еще меньшую площадь охватывают бассейны рек с водами повышенной минерализации, распространенные в основном в южных районах Восточно-Европейской платформы (лесостепь и степь). Очень редко встречаются гидрокарбонатные воды с минерализацией более 1000 мг/л, что связано с особенностями растворения и существования в растворе гидрокарбонатов Ca и Mg. Реки с сульфатным классом воды распространены преимущественно в степной полосе и, в меньшей степени, в полупустынях. Здесь ландшафты бедны живым веществом, а в формировании ионного состава вод важную роль играют растворение солей почв и горных пород и процессы испарения. В составе катионов речных вод преобладает Ca (реже Na). Как правило, по величине минерализации сульфатные речные воды заметно превосходят гидрокарбонатные. Для них наиболее характерна повышенная, иногда даже высокая минерализация. На сульфатный класс вод приходится 0,9% всех речных вод мира [1001]. Реки с водой хлоридного класса, таким образом, очень редкие. Они протекают преимущественно в степных районах и полупустынях. Преобладающими катионами в данном классе вод, отличающихся высокой минерализацией, являются обычно ионы натрия.

Таблица 8. Средний химический состав природных вод, мг/л

Компоненты	Реки мира				Реки СССР [9]	Зона гипергенеза [641]
	[983]	[10]	[1001]	[880]		
HCO ₃ ⁻	58,4	39,89	52	35,15	65,4	187
SO ₄ ²⁻	11,2	11,4	8,25	12,14	17,85	70,7
Cl ⁻	7,8	5,5	5,75	5,68	10,35	59,7
Ca ²⁺	15,0	12,26	13,4	20,39	19,93	39,2
Mg ²⁺	4,1	2,89	3,35	3,41	4,65	18,2
Na ⁺	6,3	4,91*	5,15	5,79	9,26*	67,6
K ⁺	2,3	—	1,3	2,12	—	5,15
SiO ₂	13,1	—	10,4	11,67	—	17,9
Σ _m	119,9	76,85	89,2	—	127,2	469

* K⁺ + Na⁺.

Химический (ионный) состав воды рек подчиняется определенной географической (климатической) зональности [9], которая может нарушаться различиями состава горных пород и условий их залегания, в крупных реках, протекающих через разные климатические зоны, а также в районах интенсивного техногенного загрязнения. Минерализация и общий состав воды той или иной реки могут существенно изменяться в половодья и паводки, тем не менее приобретая зональные параметры в меженные периоды и выдерживая их в течение длительного (исторического) времени. Как правило, в периоды паводков, когда основную роль в питании рек играет поверхностный сток, минерализация речных вод уменьшается. В летнюю и особенно зимнюю межени преобладает питание рек грунтовыми и подземными водами, вследствие чего минерализация речных вод возрастает. Реки выполняют огромную работу по транспорту растворенных и взвешенных химических веществ. В составе растворенного стока выделяют ионный сток, сток органических веществ, сток биогенных элементов, сток микроэлементов. Основную массу составляет ионный сток. Зависимость между ионным и водным стоком для многих рек отсутствует. Соотношение между растворенной и взвешенной формами химических элементов в суммарном речном стоке отражает их относительную подвижность в современных условиях [557].

2.2.2. Основные процессы, определяющие поведение химических элементов в речных водах

Речные воды представляют собой дисперсную систему, в которой вода является дисперсной средой, а взвешенные в ней частицы – дисперсной фазой. Дисперсные системы по величине частиц дисперсной фазы и по степени дисперсности принято разделять на три группы (между кото-

рыми нет резких границ, а существует непрерывный переход): грубодисперсные, коллоидно-дисперсные, молекулярно(ионно)-дисперсные [51]. Соответственно, в гидрохимии различают физические формы миграции химических элементов, адекватные агрегатному состоянию, т. е. элементы могут находиться в речных водах в грубодисперсном состоянии (в составе взвесей, т. е. во взвешенной форме), в коллоидно-дисперсном состоянии (в составе коллоидов, т. е. в коллоидной форме), в молекулярно(ионно)дисперсном состоянии (в истинно-растворенной форме, в растворенной форме) (рис. 12). Количественное соотношение этих форм в каждом конкретном случае может быть разнообразным, что определяется как свойствами химических элементов, так и факторами среды миграции. Авторы [318] предложили следующую условную схему разделения физических форм миграции элементов в пресных поверхностных водах: к группе истинно-растворенных форм относятся соединения, имеющие номинальные размеры 0,015–0,005 мкм и меньше; к группе коллоидных форм – частицы с размерами от 0,0015–0,005 мкм до 0,3–0,5 мкм, к группе взвешенных форм – частицы с размером больше 0,3–0,5 мкм. В соответствии с данной схемой, по своим количественным характеристикам истинно-растворенные формы несколько перекрываются с коллоидными, а последние со взвешенными, что вполне допустимо, поскольку строгое выделение четких количественных границ агрегатных состояний элементов практически недостижимо. Это, в частности, связано с тем, что коллоидные свойства диспергированных в водной среде частиц определяются не только их размерами, но также структурой и химическими свойствами, влияющими на их гидрофильность. Геохимическая роль взвешенных и коллоидных веществ («мути», по В.И. Вернадскому) очень велика, поскольку она входит в химические взаимодействия, меняет режим газов, отражается на биохимических процессах [84].

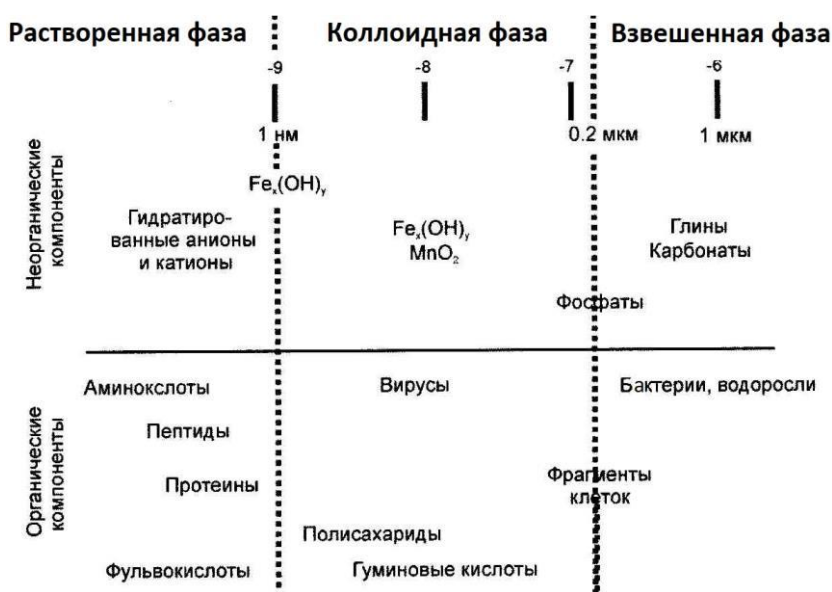


Рис. 12. Распределение в природных водах минеральных и органических частиц как функция размеров (Buffle, Van Leeuwen, 1992, цит. по [136]).

В водных системах важную экологическую роль играют микроэлементы, т. е. химические элементы, содержание каждого из которых в речных водах не превышает 1 мг/л (табл. 9). Иногда к микроэлементам относят элементы, не определяющие химический тип воды. Многие из них являются опасными загрязняющими веществами. О.А. Алекин [9] разделяет микроэлементы природных вод на 5 подгрупп: 1) типичные катионы (Li, Rb, Cs, Be, Sr, Ba и др.); 2) тяжелые металлы (Hg, Cu, Ag, Pb, Ni, Zn и др.); 3) амфотерные

комплексообразователи (Cr, Mo, V, Mn); 4) типичные анионы (Br, I, F, B, As и др.); 5) радиоактивные элементы.

К настоящему времени разработаны технологические схемы исследования форм миграции химических элементов в природных водах. На практике известностью пользуется схема Т.М. Флоренса [908, 909], основанная на разделении (фильтр с диаметром пор ~ 0,45 мкм) двух групп форм элементов – взвешенных и растворенных. В свою очередь, последние разделяются на лабильные и нелабильные (связанные) формы, в составе которых выделяют несколько классов и видов «конкретных» форм миграции. Авторами [528, 529] обоснована схема определения форм миграции металлов в растворе природных вод, основанная на фракционировании растворенных органических веществ на кислотные, основные и нейтральные группы с помощью целлюлозных ионитов и последующем определении молекулярных масс с использованием сефадексов.

Таблица 9. Микроэлементы в природных водах (раствор), мкг/л

Элемент	Пресные воды рек мира [862]	Речные воды [983]	Пресные воды [915]	Речные воды [137]	Пресные воды [1092]	Реки Московской области [511, 711]
Li	2	3	1	2,5	4,6	2
Be	0,3	—	0,01	—	0,2	0,13
B	15	10	10	18	260	20
F	100	100	—	100	436	200
Al	300	400	<30	160	480	50
Sc	0,01	0,004	—	0,001	0,054	—
Ti	5	3	<1	3	13	6,9
V	0,5	0,9	0,9	1	2	1,14
Cr	1	1	0,5	1	2,6	3
Mn	8	7	<5	10	45	25
Fe	500	670	<30	410	391	270
Co	0,2	0,2	0,05	0,3	2,0	0,3
Ni	0,5	0,3	0,3	2,5	5,5	2,6
Cu	3	7	1,8	7	11,4	7,62
Zn	15	20	10	20	73,6	28,5
Ga	0,09	0,09	—	0,1	0,6	1
Ge	—	—	—	0,07	0,11	0,2
As	9,5	2	2	1,4	1	1
Se	0,2	0,2	0,1	0,2	0,87	0,13
Rb	1	1	—	2	3,0	—
Sr	70	50	50	50	211	—
Y	—	0,7	—	0,7	3,51	0,8
Zr	0,8	—	—	2,6	1,34	0,8
Nb	—	—	—	0,01	<0,3	0,3
Mo	0,5	1	1	1	1,3	0,5
Ag	0,3	0,3	0,3	0,2	0,34	0,26
Cd	0,1	—	0,07	0,2	<0,1	0,24
In	—	—	—	—	<0,1	—
Sn	0,009	—	0,03	0,04	1,45	0,5
Sb	0,2	1	0,1	1	<0,94	1,2
J	—	—	—	2	—	—
Cs	0,02	0,02	—	0,03	1,9	—
Ba	10	10	10	20	34,9	24,1
La	0,1	0,2	—	0,2	0,11	—
Ce	0,2	—	—	0,06*	1,4	—
Pr	—	—	—	0,03*	—	—
Nd	—	—	—	0,2*	—	—
Sm	—	—	—	0,03*	—	—
Eu	—	—	—	0,007*	—	—
Gd	—	—	—	0,04*	—	—
Tb	—	—	—	0,008*	—	—
Dy	—	—	—	0,05*	—	—
Ho	—	—	—	0,01*	—	—
Er	—	—	—	0,05*	—	—
Tm	—	—	—	0,006*	—	—
Yb	0,01	—	—	0,05	0,01	—
Lu	—	—	—	0,008*	—	—
Hf	0,01	—	—	—	—	—
Ta	<0,002	—	—	—	—	—
W	0,03	0,03	—	0,03	0,052	0,1
Au	—	—	—	0,002	—	—
Hg	0,1	0,07	0,01	0,08	0,51	0,066
Tl	0,003	—	—	1	—	0,08
Pb	3	3	0,2	1	6	2,2
Bi	—	—	—	—	<0,01	0,1
U	0,4	0,04	—	0,5	3	—

* К.К. Турекьян (1969).

На основе экспериментальных данных и обобщения литературных материалов авторами [316, 318] предложена еще одна схема исследования состояния ионов металлов в природных водах, которая предусматривает последовательное использование различных методов, позволяющих количественно определить долю отдельных форм элемента по следующим характеристикам: 1) распределение металла между взвешенными, коллоидными и истинно-растворенными формами; 2) концентрации свободных (гидратированных) и закомплексованных ионов металлов; 3) знак заряда ионов металлов (концентрация катионных, анионных и электронейтральных форм); 4) молекулярная масса комплексных или полиядерных соединений; 5) прочность связывания металла в комплексные соединения; 6) комплексообразующая способность природных вод по отношению к данному металлу и кинетика комплексообразования; 7) степень окисления металла. Авторы указанных работ считают, что такие характеристики состояния ионов металлов наиболее тесно связаны с их гидрохимическими и гидробиологическими особенностями; часть из них положены в основу классификации примесей в сточных водах, обоснованной Л.А. Кульским [299], т. е. их знание необходимо для разработки технологических схем очистки вод от соединений металлов. Тем не менее, из-за сложности состава природных вод и разнообразия состояния элементов, унифицированного метода определения всего множества форм миграции элементов все еще не предложено, что, по мнению [381], сейчас практически не достижимо. Обычно на практике, как уже говорилось, применяют разделение форм миграции на 2 группы – взвешенные и растворенные формы (табл. 10). Это достигается фильтрованием проб воды через мембранные фильтры с диаметром пор 0,3–0,5 мкм (чаще всего используются фильтры с диаметром пор 0,45 мкм) [814].

Таблица 10. Химические элементы в речных водах [613]

Элемент	Взвесь		Раствор, мкг/л	Общее, мкг/л	Доля взвешенной формы от вала, %
	мг/кг	мкг/л*			
Li	50	20,5	2,5	23	91,2
Al	83000	42300	160	42460	99,6
Sc	20	10,2	0,004	10,2	99,96
Ti	4000	2040	3	2040	99,86
V	126	64	1	65	98,5
Cr	130	66	1	67	98,5
Mn	1100	560	10	570	98,3
Fe	51000	25500	410	25910	98,5
Co	18	9,2	0,3	9,5	96,6
Ni	84	43	2,5	45,5	94,5
Cu	80	41	7	48	85,5
Zn	31	158	20	178	88,9
Ga	18	9,2	0,1	9,3	98,8
Rb	122	62	2	64	96,9
Sr	270	138	50	188	73,7
Y	27	14	0,7	14,7	95,3
Zr	200	102	2,6	105	97,7
Nb	30	15	0,01	15	99,93
Mo	5,8	3,0	1,0	4,0	75,4
Ag	0,13	0,66	0,2	0,86	77,4
Cd	0,7	0,36	0,20	0,56	64,7
Sb	2	1	1	2	50
Cs	5,2	2,7	0,03	2,73	99
Ba	380	194	20	214	91
La	39	20	0,2	20,2	99
Pb	147	75	1	76	98,8
Yb	2,8	1,4	0,05	1,45	96,6
Th	7,1	3,6	0,1	3,7	97,5
U	1,2	0,61	0,5	1,1	55,7

* Рассчитано при средней мутности рек 510 мг/л.

Количество химического элемента во взвешенной форме практически прямо зависит от его удельной концентраций во взвеси и от мутности воды (рис. 13). Содержания элементов в растворе речных вод зависят от объема воды, характера химического и биохимического взаимодействия в системе вода/биота/донные отложения. Общая концентрация растворенных форм элемента скла-

дывается из суммы неорганических и органических компонент [166]. Растворенные неорганические соединения могут быть представлены свободными ионами, ионными парами, ассоциатами и более сложными комплексными соединениями. Органическая компонента связана преимуще-

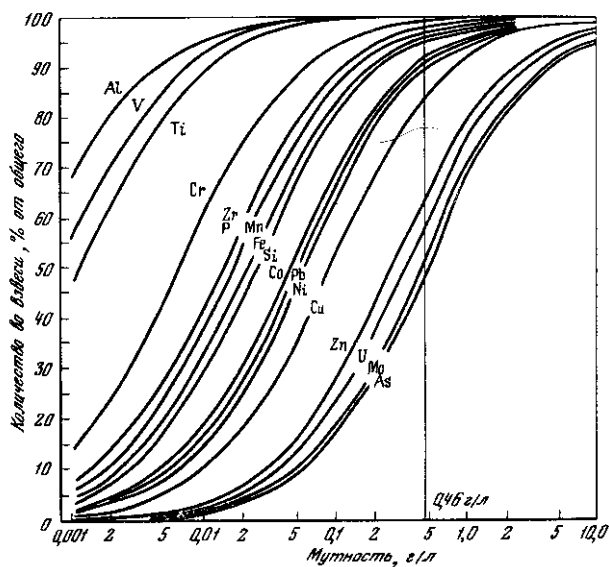


Рис. 13. Содержание взвешенной формы элементов (в % от вала) в зависимости от мутности вод для мирового речного стока [100].

природных условиях обычно наблюдается закономерное увеличение их концентраций от грубых к более тонким частицам (рис. 15), а также минералого-геохимические формы нахождения элементов.

Таблица 11. Формы нахождения Fe, Mn, Zn и Cu во взвеси равнинных рек бассейнов Черного, Азовского и Каспийского морей, % от суммы форм [166]

Элемент	1	2	3	4	Вал, мг/кг
Железо	0,5	11,7	32,0	55,2	33000
Марганец	2,2	84,1	5,8	7,9	1700
Цинк	1,2	45	44,2	9,6	541
Медь	14,4	60,8	19,8	3,1	164

Примечание. Формы: 1 – органическая, 2 – аморфные гидроксиды Fe, Mn и адсорбированные на них и на глинистых частицах металлы, 3 – раскристаллизованные гидроксиды Fe и Mn и адсорбированные на них металлы, 4 – остаточная форма металла в решетке минералов.

Таблица 12. Растворенные формы Fe, Mn, Zn и Cu в воде устьевых участков равнинных рек Черного, Азовского и Каспийского бассейнов, % от суммы форм [166]

Элемент	1	2	3	Вал, мкг/л
Железо	30	40	30	38
Марганец	23,2	52,2	24,6	3,54
Цинк	12,4	60	27,6	32,2
Медь	28,5	55	16,5	9,5

Примечание. Формы: 1 – органическая, гидрофобные липидоподобные комплексы, 2 – неорганическая, 3 – органическая, гидрофильные высокомолекулярные соединения полярной фракции.

Сравнение средних глобальных содержаний химических элементов в речной взвеси и в осадочных породах (глинах и сланцах) показывает, что они достаточно близки (рис. 16). Явное исключение составляют лишь золото, селен и, в меньшей степени, индий, концентрации которых в 3–6 раз превышают их уровни в осадочных породах. Следует отметить, что для целого ряда элементов имеющиеся фактические данные о их глобальной распространенности в речной взвеси и в горных породах малы, т. е. используемые при расчетах средние концентрации, требуют, безусловно, дальнейших уточнений.

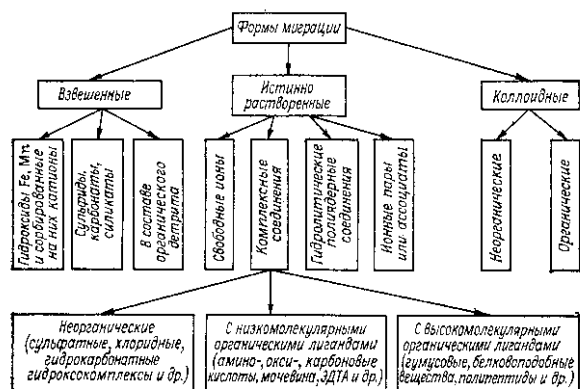


Рис. 14. Формы миграции элементов в речных водах [318].

характеристикам транспортируемых рекой наносов [151]. Важнейшими физико-химическими и химическими процессами являются растворение, гидратация и выщелачивание. Особую роль играют гидробиологические (микробиологические) и биохимические процессы, определяющие изменение концентраций химических веществ, особенно органических соединений, за счет жизнедеятельности микроорганизмов и других гидробионтов. Значимость гидродинамического фактора в существенной мере определяется гидравлическими и морфометрическими характеристиками вод-

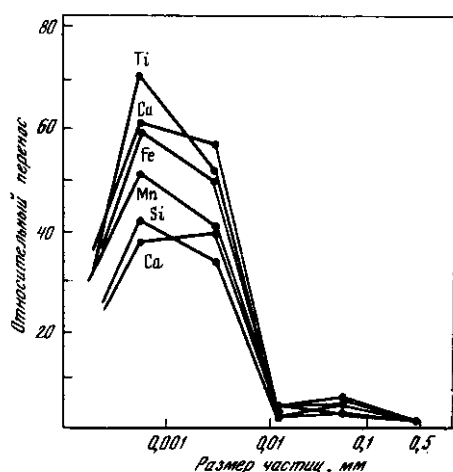


Рис. 15. Относительный перенос элементов разными фракциями взвеси рек бассейна Каспийского моря [135].

ного потока (и их изменениями по длине реки). Это, прежде всего, ширина и глубина русла, площадь его живого сечения, смоченный периметр, гидравлический радиус, уклон свободной поверхности, скорость течения, расход воды, мутность воды, физические характеристики взвеси, прежде всего, гидравлическая крупность (гидравлический размер) частиц. Поскольку в речном потоке всегда существует градиент концентрации некоторых химических веществ, то в таких условиях (наряду с конвекцией, т. е. переносом вещества при физическом перемещении среды, его содержащей) получает развитие так называемая турбулентная диффузия, когда процесс смешения, связанный с турбулентным течением, вызывает перенос растворенного вещества из области высокой в область его низкой концентрации. Турбулентная диффузия является основным динамическим процессом распределения примесей внутри водной массы.

Водный поток обладает целым рядом особых физических свойств, оказывающих влияние на транспорт осадочного материала и соответственно на миграцию химических элементов. Среди таких свойств – кавитационный и флотационный эффекты. Кавитация развивается на участках значительного и резкого увеличения скорости течения и стимулирует размыв отложений, слагающих русло и берега. Флотация, т. е. перенос частиц твердого материала пленкой поверхностного натяжения, довольно часто наблюдается на различных по своим характеристикам реках. Этот эффект проявляется в случае быстрого поднятия уровня воды (вызванного, например, дождями), что приводит к затоплению обсушенных прирусловых отмелей. Рыхлый поверхностный материал, слагающий их, в данном случае не смачивается водой и плавает по ее поверхности. Процесс гидратации заключается во вхождении молекул воды в структуру минералов в виде координационно связанных молекул или не связанных с решеткой молекул. Растворение представляет собой процесс перехода вещества из твердой фазы в жидкую, сопровождаемый разрушением его кристаллической структуры. Этим оно отличается от процессов выщелачивания, т.е. избирательного извлечения какого-либо компонента из твердого тела, сохраняющего при этом свою кристаллическую структуру. Как правило, при взаимодействии твердого вещества с

Поведение химических элементов в реках определяется сложным взаимодействием разнонаправленных процессов, которые (в той или иной мере) способствуют относительно долговременной миграции элементов в водной толще, перераспределению их между различными компонентами речной среды и временному выводу из миграционного потока, а также обуславливают поступление химических элементов в миграционный поток из донных отложений и водной биоты [814]. Среди физических процессов ведущая роль принадлежит гидродинамическому фактору и гидравлическим

водой наблюдаются два одновременно протекающих процесса: переход ионов из твердой фазы в раствор и обратно. В зависимости от преобладания того или иного процесса происходит растворение или кристаллизация (выделение твердой фазы). Когда скорости обоих процессов выравниваются, наступает равновесие и растворение практически прекращается [201]. Растворимость веществ в природных водах зависит от многих параметров, среди которых pH, Eh, температура, характер электролита (ионная сила раствора), время (продолжительность контакта), размер частиц,

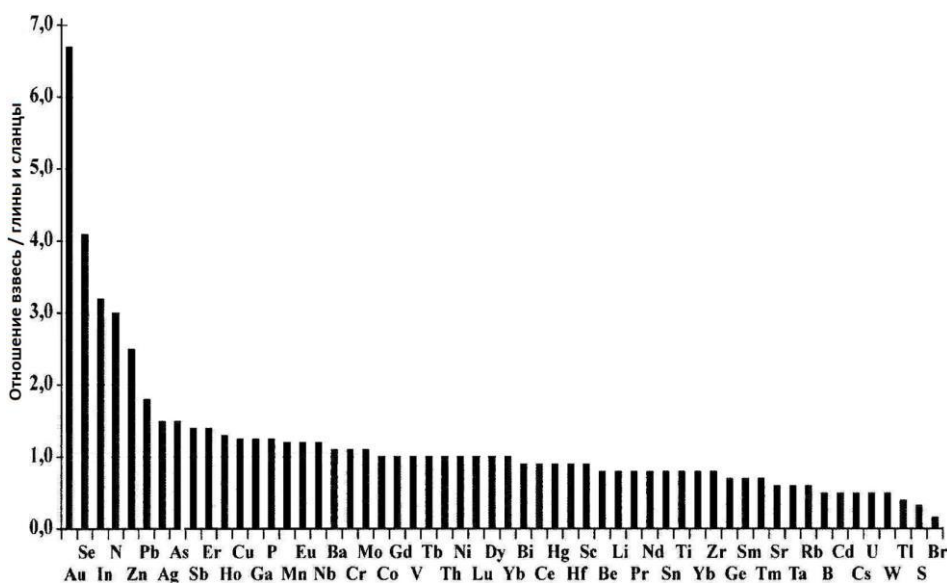


Рис. 16. Отношение средних содержаний химических элементов во взвеси рек мира к их содержанию в осадочных породах (глинах и сланцах) [136]. При расчетах автором цитируемой работы использовались кларки осадочных пород, предложенные Н.А. Григорьевым (2004).

химический состав воды и др. Обычно растворение вещества сопровождается его гидролизом, когда ионы гидроксидов и особенно водорода активно взаимодействуют с поверхностными зонами минеральных частиц.

В результате разнообразных физических, физико-химических, химических, биохимических и биологических процессов химические элементы и их соединения, транспортируемые речным потоком, способны выводиться (хотя бы временно) из водной толщи потока. Нередко определяющее значение могут иметь биогеохимические процессы, поскольку многие химические элементы и вещества поглощаются и фиксируются биотой в ходе ее жизнедеятельности [306, 312, 376, 921]. Взвесь в силу гидравлических факторов способна осаждаться на дно реки (гравитационное осаждение взвеси). Этот процесс может усиливаться вследствие коагуляции, приводящей к укрупнению тонких (особенно коллоидных) частиц и к их последующему осаждению. Для растворенных форм важную роль играют процессы гидродинамического перемешивания и разбавления, приводящие к их однородному распределению в толще потока и к трансформации соотношения двух основных форм миграции элементов – взвешенной и растворенной. В случае впадения притоков, отличающихся иным, нежели главная река, составом воды, может происходить уменьшение или, наоборот, увеличение валовых концентраций растворенных элементов и их соединений. Не меньшее значение имеют процессы хелатирования и комплексации, сорбции и десорбции, соосаждения и ионного обмена, приводящие как к изменению концентраций и форм миграции элементов, так и к перераспределению последних между различными компонентами водной среды. Переход вещества из раствора во взвесь может происходить при образовании самостоятельной твердой фазы в результате гидролиза, а также при укрупнении агрегатов при совокупном воздействии полимеризации, коагуляции и сорбции на взвеси коллоидных образований [9, 18, 318, 376]. Еще В.И. Вернадский отмечал значимость процессов сорбции (поглощения из раствора вод химических элементов и их соединений взвешенными и коллоидными частицами) для распределения и миграции веществ в природных водах. Различают абсорбцию и адсорбцию. Если при абсорбции происходит поглощение вещества всем объемом твердого тела, то при адсорбции осуществляется его концентрирование только на поверхности последнего. В литературе эти явления нередко объединяются под общим названием «сорбционные процессы». Для речной среды ведущее значение имеет адсорбция, которая возникает в результате поверхностных явлений, протекающих на границе раздела двух фаз (жидкой и твердой). Силы притяжения, действующие на частицу (молекулу, ион), находящуюся на поверх-

ности твердого тела, отличаются от сил, действующих в объеме воды, где они компенсируются со всех сторон другими частицами. На поверхности они не скомпенсированы, и равнодействующая направлена перпендикулярно поверхности внутрь. В результате поверхность получает возможность притягивать и удерживать частицы вещества из раствора. В зависимости от характера взаимодействия адсорбента с поглощенными частицами различают физическую и химическую адсорбцию. При химической адсорбции между твердым веществом и сорбируемыми частицами происходят химические реакции, в результате которых возникают новые соединения. При физической адсорбции совершается только физическое поглощение частиц на поверхности. Склонность к адсорбции у разных растворенных в воде ионов различная, в общем случае она пропорциональна заряду иона и величине его радиуса [9].

Два свойства коллоидных частиц имеют значение в сорбции ими химических элементов и соединений: заряд частиц и большая величина поверхности по сравнению с объемом. Коллоидные частицы несут электрический заряд, знак которого не одинаков для различных веществ, но одинаков для всех частиц одного и того же коллоида в определенном растворителе [635]. В речных водах отрицательными электрическими зарядами обладают глинистые и гумусовые коллоиды, кремнезем, диоксид марганца, сульфиды тяжелых металлов и др.; положительными – водные оксиды Fe, Al, Cr, Ti, Zr и др. Наличие одноименных электрических зарядов является препятствием к сближению, агрегации и оседанию коллоидных частиц. Вследствие электростатического притяжения коллоиды адсорбируют противоположно заряженные ионы. В то же время ионы, имеющие тот же заряд, что и поверхность пород, в силу тех же причин занимают место, примыкающее к первому адсорбционному слою. В результате образуется неподвижный двойной электрический слой, состоящий из внутренних потенциалзадающих частиц и внешнего компенсирующего слоя. К двойному электрическому слою примыкает подвижный внешний диффузионный компенсирующий слой, в котором обмен частиц с находящимися в растворе ионами протекает значительно интенсивнее [635]. Согласно данной модели, взаимодействие между адсорбируемым веществом и поверхностью адсорбента всегда является чисто электростатическим. Существует также гипотеза, согласно которой адсорбция почти аналогична комплексообразованию в растворе (на поверхности сорбента образуются комплексы). Известные экспериментальные данные согласуются с обеими моделями, т. е. в природных условиях сорбция может, судя по всему, осуществляться обоими механизмами. Активность адсорбции электролитов зависит от заряда иона: чем больше заряд иона, тем интенсивнее он адсорбируется из водного раствора. Однозарядные ионы, имеющие больший радиус, особенно способны к адсорбции. Коллоиды обладают большой удельной поверхностью, что увеличивает сопротивление жидкости их падению и способствует их нахождению во взвешенном состоянии. Особенно активно адсорбция осуществляется органическим веществом, оксидами и гидроксидами Fe, Mn, Al, некоторыми глинистыми минералами (которыми, как мы знаем, обогащена речная взвесь), имеющих в силу тонкозернистости большую площадь поверхности и характеризующихся крайне высокой адсорбционной емкостью и высоким адсорбционным сродством, например, к тяжелым металлам. В табл. 13 приведены данные о площади поверхности и катионообменной емкости тех составляющих почвы, которые играют важную роль в сорбционных явлениях (и практически всегда входят в состав речной взвеси).

Главными внешними источниками поступления глинистых минералов и некоторых аморфных веществ в реки являются почвы, тонкие фракции которых обогащены ими. Емкость катионного обмена различных веществ изменяется в зависимости от pH и природы ионов, занимающих обменные позиции. Довольно часто оксиды и органические вещества образуют на глинистых частицах своеобразные пленки и характеризуются высокой емкостью катионного обмена [955], однако поверхностный заряд (и, следовательно, емкость) их зависят от значений pH [176]. Как правило, при очень низких значениях pH адсорбции почти нет, при высоких – все катионы активно сорбируются. Для каждого катиона и в меньшей степени для каждого субстрата существует довольно узкий диапазон значений pH, при которых наблюдается переход от почти полного отсутствия адсорбции к почти полной адсорбции. Считается, что в окислительных условиях сорбция на оксидах Fe и Mn и на твердом органическом веществе является более важной, чем, например, на силикатах. Это в существенной мере связано с тем, что в природных водах, содержащих указанные окси-

ды, одновременно с адсорбцией происходит так называемое соосаждение – процесс включения растворенных в воде веществ в качестве второстепенного компонента в твердую фазу в момент ее осаждения, причем часто невозможно провести четкое различие между адсорбцией и соосаждением [176]. При высоком значении pH адсорбция может сопровождаться гидролизом [614].

Таблица 13. Физические свойства почвенных коллоидов [842, 1053, 1054]

Составляющая почвы	Катионообменная емкость, мэкв/100 г	Удельная площадь поверхности, м ² /г
Органическое вещество	200–400	500–800
Вермикулит	100–150	600–800
Монтмориллонит	80–150	600–800
Диоктаэдрический вермикулит	10–150	50–800
Иллит	10–40	65–100
Хлорит	10–40	25–40
Каолинит	3–15	7–30
Оксиды и гидроксиды	2–6	100–800
Галлузит	–	10–45
Тальк	–	65–80
Мусковит	–	60–100
Оксиды и оксигидрооксиды Al	–	100–220
Оксиды и оксигидроксиды Fe	–	70–250
Оксиды и оксигидроксиды Mn	–	5–360

Для выведения химических элементов из миграционного потока и формирования илистых отложений, особенно в водах, богатых коллоидным органическим веществом, особую роль играет коагуляция (флокуляция), представляющая собой объединение тонких частиц дисперсной фазы в большие агрегаты вследствие сцепления (адгезии) частиц при их соударениях. Характерный признак коагуляции – появление

хлопьевидных образований (флокул), способных либо мигрировать в водной толще, либо формировать коагулянты и осаждаться на дно реки. Факторами, которые влияют на флокуляцию, являются время реакции (время пребывания), распределение энергии перемешивания, свойства раствора (воды) и концентрация веществ [614]. Ионы, адсорбированные на поверхности твердого тела, при определенных условиях получают возможности самопроизвольно обмениваться с ионами, находящимися в растворе. Такой процесс называют ионным обменом. В сущности, это самопроизвольный и обратимый обмен между твердой фазой и раствором, при котором не происходит изменений в структуре твердого тела [17]. Ионообменными свойствами обладают многие минералы и соединения (особенно глинистые минералы, цеолиты, органическое вещество и др.). Велико значение ионообменных реакций в тех случаях, когда вода контактирует с донными отложениями. В условиях речной среды развиты также процессы десорбции, т. е. высвобождения вещества из твердой частицы (взвеси и донных отложений).

Важную роль в поведении многих химических элементов в речных водах играют процессы комплексообразования [315–318, 380–382]. Дж. Драйвер [176] предлагает разделять существующие в природных водах комплексы на ионные пары и на собственно координационные соединения. Ионные пары (типа CaHCO_3^+ , CuOH^+ и т. п.), образуя дипольное соединение, имеют электростатическую природу и характеризуются небольшими значениями констант устойчивости и могут не всегда присутствовать в растворе речных вод в качестве реально существующих компонентов. Координационные (комплексные) соединения обладают хорошо выраженной структурой и характеризуются, как правило, высокими значениями констант устойчивости. В координационном соединении есть центральный атом (обычно ион металла; его иногда называют комплексообразователем), вокруг которого координируются нейтральные молекулы или кислотные остатки [297]. Эти группы именуют лигандами (т. е. «связанными»), число которых обычно 5 (в большинстве случаев) или 4. Число лигандов, окружающих центральный атом, называют координационным числом. Лиганд занимает около центрального атома (комплексообразователя) координационное место (позицию). Лиганд, занимающий одно координационное место (т. е. имеющий только одну связь, посредством которой он может соединяться с металлом, например, OH^- , NH_3 , Cl^- и т. д.), называется монодентатным. Многие молекулы могут быть связаны с комплексообразователем более чем одной связью; в этом случае лиганды называются полидентатными (бидентатными, тридентатными и т. д.). Известны сложные органические молекулы, которые, будучи лигандом, занимают несколько координационных мест. Координационное число и координационное место – важнейшие

характеристики комплексных соединений. В природных условиях имеется множество источников лигандов, необходимых для образования комплексов. В частности, значительная часть присутствующих в природных водах органических веществ, особенно гуминовые и фульвовые кислоты (табл. 14, 15), функционируют в отношении металлов как полидентатные лиганды. Способность органических веществ к координации с металлами обуславливается в первую очередь присутствием в их составе различных функциональных групп. Так, в состав органических веществ, образующих с ионами металлов комплексные соединения, наиболее часто входят следующие функциональные группы в различных сочетаниях: $-\text{COOH}$, $-\text{OH}$, $=\text{NH}_2$, $\equiv\text{N}$, $-\text{SH}$, $=\text{R}(\text{OH})_3$ и другие. Комплексные металлоорганические соединения с замкнутыми в цепях лигандами часто называют хелатными («клешневидными»), а соответствующие лиганды – хелатообразующими. Устойчивость комплексных соединений во многом зависит от свойств адденда, расположенного вокруг центрального атома [297, 829]. Прочность комплексных соединений обычно выражается константой устойчивости: чем выше значение константы устойчивости, тем комплекс более стабилен. Многие катионы, образуя комплексные ионы, перестают осаждаться теми ионами, которые обычно образуют с ними труднорастворимые соединения. При формировании комплексных соединений увеличивается растворимость катионов, изменяется величина E_h , вследствие этого химические элементы приобретают повышенную миграционную способность. В целом хелатные комплексы устойчивее, чем комплексы с монодентатными лигандами. При этом, чем больше комплексообразующих групп содержат полидентатные лиганды, тем более устойчивы комплексы. Хелатные комплексы играют важную роль в геохимии переходных металлов и некоторых многовалентных катионов, содержащихся в природных водах.

Таблица 14. Гуминовые и фульвокислоты (мгС/л) в речных водах быв. СССР [533]

Зона	С _{ГК}			С _{ФК}		
	1	2	3	1	2	3
Тундра	339	236	130	2266	1989	1048
Лесотундра	435	180	87	3371	2130	1495
Тайга северная	1020	180	114	5438	2218	1572
Тайга средняя	1081	303	75	7173	3588	-
Тайга южная и смешанные леса	669	182	65	4922	3362	2158
Широколиственные леса, лесостепь	305	325	68	2515	2848	961
Степь	98	17	18	1046	602	578

Примечание. 1, 2 и 3 – соответственно весеннее половодье, летняя межень и зимняя межень.

Таблица 15. Основные классы растворенного органического вещества природного происхождения в речных водах [75]

Класс растворенного органического вещества	Концентрация, мг/л
Карбоновые и оксикарбоновые кислоты алифатического ряда: муравьиная, пропионовая, щавелевая, лимонная, винная и др.	0,01–10
Гуминовые кислоты	0,01–30
Фульвокислоты	1–100
Спирты	до 2
Альдегиды, кетоны, полифункциональные карбонильные соединения	0,05–2
Фенолы	0,001–0,06
Полифенолы	до 10
Редуцирующие сахара	0,1–0,2
Полисахариды	0,2–0,6
Сложные эфиры, липиды, моно-, ди- и триглицериды алифатических кислот (C_{12} – C_{18})	10–200 мкг-экв/л
Алифатические амины	15–50 мкгN/л
Аминокислоты (аспарагиновая, аргинин, лейцин, серин, аланин, глицин и др.)	2–25 мкг/л

Гумусовые вещества, прежде всего, гуминовые и фульвокислоты, присутствующие в природных водах, оказывают огромное влияние на поведение, миграцию и осаждение многих химических элементов, особенно тяжелых металлов [74, 75, 76, 307, 376, 454, 1066]. Фульвокислоты (ФК) отличаются меньшей молекулярной массой и более высоким содержанием в них полезных функциональных групп, т. е. они хорошо растворимы в воде, поэтому следует ожидать преимуще-

ственной миграции их комплексных соединений с металлами в растворенных формах. Гуминовые кислоты (ГК) и соли гуминовых кислот со щелочноземельными металлами – гумиты – имеют низкую растворимость и вероятно в большей степени образуют коллоидные и взвешенные формы. В случае мономерных не ассоциированных соединений, снижение рН воды приводит к ухудшению связывания ионов металлов в комплексы из-за подавления диссоциации слабокислотных групп и протонизации аминогрупп. При повышении рН воды степень связывания металлов в комплексы увеличивается, однако при этом может проявляться конкурирующее действие процессов гидролиза, особенно в случае многозарядных катионов. Поэтому для комплексообразования металлов с органическими соединениями существует некоторый оптимальный интервал кислотности среды, который часто совпадает с рН природных вод.

Ведущая роль гумусовых веществ в указанных процессах объясняется совокупностью свойств, которые они проявляют в водных экосистемах [307]: 1) Высокая комплексообразующая способность гумусовых веществ (ГВ), зависящая от их химического состава и строения их макромолекул. Присутствие в молекулах ГК и ФК большого числа различных функциональных группировок, в том числе кислотных, обуславливает наличие в их составе так называемых активных центров координации, связывающих металлы в прочные комплексы хелатного типа. Значительная устойчивость и высокомолекулярный характер гуматных и фульватных комплексов с тяжелыми металлами способствует преобладанию этих форм металлов в водах, содержащих достаточные количества ГВ. 2) Способность ГВ существовать в водной среде в виде частиц различной степени дисперсности (растворенные, коллоидные, взвешенные). Полидисперсный состав ГВ определяется интервалом молекулярных масс отдельных фракций и не является постоянным. Изменение компонентного состава вод, величины рН и других факторов может приводить к увеличению или уменьшению степени ассоциации ГВ в растворе. В соответствии с этим будут наблюдаться изменения в соотношении основных форм миграции ГВ. В результате комплексообразования координационные соединения металлов приобретают миграционные свойства. 3) ГВ обладают высокой адсорбционной способностью. Благодаря полифункциональному и полидисперсному характеру молекул гумусовые вещества могут адсорбироваться на коллоидных частицах полигидроксидов железа, марганца и алюминия, а также на поверхности глинистых материалов, образуя более сложные миграционные формы металлов.

Движущийся водный поток постоянно обменивается веществом с донными отложениями. Химические элементы могут поступать из отложений (особенно илистых) в водную толщу при взмучивании и ионном обмене с придонной водой, в результате молекулярной диффузии из иловых вод и механического нарушения границы раздела вода/отложение под действием биологических и гидродинамических факторов. Кроме того, при развитии значительных скоплений илистых отложений диагенетические процессы в их толще могут создавать восстановительную (чаще всего, глеевую) среду, которая способствует переходу некоторых элементов в другое валентное состояние и их концентрированию в иловых водах, откуда, в силу указанных выше причин, они способны мигрировать в придонные воды и затем включаться в основной миграционный поток.

Как уже отмечалось, важной характеристикой речных вод является их мутность, отражающая содержание взвешенных в воде твердых веществ. Речная взвесь определяет многие гидрофизические характеристики воды; она связана с целым рядом других показателей состояния речной воды или оказывает влияние на них. Взвешенные органические частицы используются микроорганизмами для питания и защиты. Цветность воды во многом определяется присутствием коллоидных (особенно гуминовых) веществ. Установлена связь между высокой мутностью воды и ее привкусом и запахом. Оптические свойства воды во многом зависят от количества и состава взвешенных в ней веществ. Например, альбеда мутной воды по сравнению с прозрачной возрастает в 2–3 раза; увеличиваются также поглощение видимых лучей и коэффициент их преломления, снижается прозрачность воды [90]. Как правило, чем выше мутность, тем сильнее поглощаются ультрафиолетовые лучи, что способствует увеличению теплосодержания, но препятствует проникновению солнечного света, а это, в свою очередь, тормозит процессы фотосинтеза и оказывает существенное влияние на гидрохимический режим и биологическую жизнь водотока [572, 885], вплоть до прямого токсического эффекта на гидробионтов [884]. Наконец, взвесь играет огромную роль в

миграции химических элементов в реках. Универсальные классификации речных вод по мутности отсутствуют, поскольку этот показатель зависит от многих факторов и характеризуется пространственно-временной изменчивостью даже в пределах одной географической зоны. Например, зональные значения мутности воды р. Пахры (Московская область) по многолетним данным составляют в весенний период 50–100 мг/л, в летне-осенний – 10–25, в зимний – до 10 мг/л. Поскольку движение частиц в турбулентных потоках имеет неравномерный и неустановившийся характер, то, как правило, значения мутности речных вод существенно изменяются по длине и живому сечению реки. В малых и средних реках вертикальный градиент концентрации взвешенных веществ в водном потоке прямо пропорционален вертикальной составляющей пульсационной скорости потока, т. е. обычно мутность возрастает от поверхности ко дну, что обусловлено увеличением количества крупных фракций взвеси. Распределение взвеси по ширине дна реки характеризуется еще большей сложностью, что обусловлено характером течения, особенностями русловой эрозии, впадением притоков и др. [395].

В общем случае в природных условиях мутность речных вод определяется интенсивностью эрозионно-денудационных процессов [555]. Именно поэтому для многих рек основную часть взвеси составляют минеральные частицы, представляющие собой главным образом продукты эрозии почв, берегов, донных отложений. Количество взвешенных в воде органических веществ обуславливается также интенсивностью развития в речных водах микроорганизмов, прежде всего бактериопланктона и фитопланктона. В особую группу могут быть выделены волокнистые частицы,

Таблица 16. Медианный диаметр взвешенных и влекомых речных наносов в ландшафтных зонах равнин быв. СССР, мм [162]

Зона	Наносы	
	Взвешенные	Влекомые
Тундра и лесотундра	0,15	–
Тайга, смешанные леса	0,066	1,62
Широколиственные леса	0,035	0,34
Лесостепь	0,034	0,48
Степь	0,057	0,67
Полупустыня	0,066	2,33
Смешанные зоны	0,039	3,35

например, асбестовые волокна [683, 746, 791]. В большинстве случаев гранулометрический состав речной взвеси неоднороден. В составе взвеси крупных равнинных рек доля частиц размером менее 0,01 мм достигает 36%, хотя одновременно доля фракций 0,25–0,05 мм может составлять более 44% [486]. Гранулометрические характеристики взвеси по длине равнинных рек определяются транспортирующими условиями, которые могут сохраняться приблизительно одинаковыми

практически на всем протяжении русла. Увеличение мутности и одновременно огрубление состава взвеси происходит в периоды половодий и паводков. Имеющиеся данные показывают, что реки тундры отличаются большей крупностью взвешенных наносов и их малой сортированностью (табл. 16).

Таблица 17. Минеральный состав взвеси рек СССР, % [210]

Минерал	Пелитовая фракция	Общая проба
Кварц	27	44
Хлорит	20	11
Кальцит	9	12
Полевые шпаты	11	6
Гидрослюда	21	22
Монтмориллонит	8	3
Каолинит	4	2

Примечание. Приведены средние данные для 14 рек быв. СССР.

Минеральный состав взвеси в существенной степени определяется характером преобладающих горных пород, зависит от рельефа водосбора и климатических условий [135, 210, 495]. Тем не менее во взвеси обычно доминируют кварц и глинистые минералы (табл. 17, рис. 17). Например, во взвеси Дуная в составе легкой фракции (< 0,001 мм) на долю глинистых минералов (иллит, хлорит, монтмо-

риллонит, каолинит) приходилось 58%, кварца 30%, магнетита-ильменита 15,2%, гидроокислов железа 11%, полевых шпатов – 7%. В составе тяжелой фракции присутствовали эпидот (15%), роговая обманка (13), пирит, марказит (10), лимонитизированные обломки (10), гранат (10), измененные обломки (7), моноклинный пироксен (4), биотит (4%) [166]. Указанные факторы отражаются и на петрохимическом составе взвеси, которая с данной точки зрения занимает промежуточ-

ное положение между осадочными породами и почвами (табл. 18). Изучение химического состава взвешенных веществ речных вод (среднее содержание 650 мг/л) Грузии показало [562], что взвесь равнинных рек близка по составу к глинам, а взвесь горных рек к песчаникам. В свою очередь, химический состав взвеси зависит от ее гранулометрических особенностей – с увеличением дисперсности взвешенного материала снижается содержание SiO_2 , CaO и Na_2O , а уровни других макроэлементов повышаются. С ростом мутности вод повышается содержание SiO_2 и Na_2O и уменьшается количество Al_2O_3 , Fe_2O_3 и K_2O .

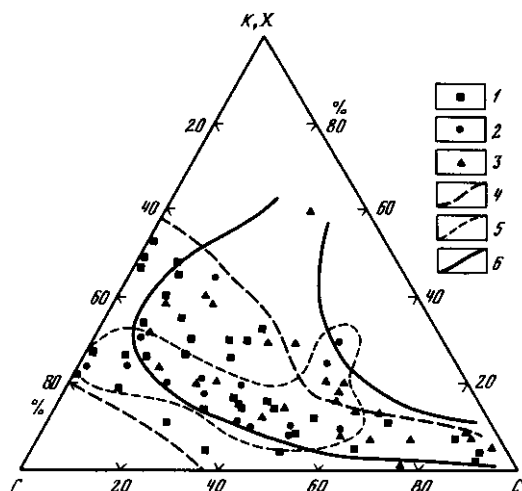


Рис. 17. Минеральный состав глинистого материала твердого стока рек (Градусов, Чижикова, 1977, цит. по [135].

Данные по рекам: 1 – бореальных областей и некоторым малым рекам горных территорий, 2 – аридных и семиаридных областей бореального, субтропического и тропического поясов, 3 – гумидных и семигумидных областей субтропического - тропического поясов; поля содержаний минералов рек: 4 – бореальных, 5 – аридных и семиаридных, 6 – гумидных и семигумидных областей. Г – гидрослюды, С – смектитовый компонент, К, Х – каолинит, хлорит.

Таблица 18. Средний химический состав взвеси рек мира, %

Компонент	Реки мира [137]	Реки мира [991]	Реки умеренной и холодной [991]	Реки мира [924]	Почвы мира, среднее [962]	Осадочные породы континентов [550]
SiO_2	54,80	60,3	62,87	64,8	70,8	51,07
TiO_2	0,67	0,97	0,82	–	0,76	0,76
Al_2O_3	15,65	16,98	13,58	15,1	13,45	19,72
Fe_2O_3	7,28	7,36	6,40	9,50	5,43	4,76
MnO	0,14	0,16	0,17	–	0,11	0,086
MgO	2,07	1,82	2	2,32	1,04	2,22
CaO	3,52	4,08	6	4,03	1,93	3,56
Na_2O	1,35	0,96	1,16	1,48	0,85	0,89
K_2O	1,81	2,53	2,73	2,4	1,64	2,75
P_2O_5	0,14	0,29	0,25	–	0,18	0,18

В речной взвеси, как правило, более 50% органического вещества представлено битумоидами; гумусовые вещества обычно присутствуют в следовых количествах [24]. Количество углерода углеводов во взвеси рек северных широт достигает ~ 15% от общего взвешенного органического вещества; общее содержание взвешенного углерода – 0,34–3,2 мг/л. Речной взвесью хорошо адсорбируются бактерии и вирусы.

2.3. Строение, состав и геохимические особенности аллювиальных отложений равнинных рек

В своей классификации генетических типов континентальных осадочных образований Е.В. Шанцер [640] выделяет парагенетический ряд – водный (аквальный), парагенетическую группу – отложения русловых водных потоков (флювиальная группа), генетический тип – аллювий. Так как аллювий литогенетически весьма неоднороден, то в его составе, подчеркивает Шанцер, можно выделить разнообразные литогенетические типы отложений, отличающиеся по характеру динамики среды накопления, а соответственно и по своим структурным и текстурным признакам. Следу-

ет отметить, что Шанцер [640] под аллювием понимает отложения всяких русловых потоков, включая временные и пересыхающие водотоки, а не только отложения постоянных рек, поскольку, по его мнению, с точки зрения места в общей картине глиптогенеза (т. е. совокупного действия экзогенных факторов по преобразованию поверхности) суши и динамико-геологической характеристики процесса осадконакопления они принципиально не отличаются друг от друга. Традиционно различают современный аллювий и древний (вплоть до протерозойского возраста включительно) аллювий. К современному аллювию обычно относят отложения голоценового возраста. В.А. Кузнецов [285] по времени формирования и связи с современной деятельностью рек разделяет голоценовый аллювий на две группы отложений: 1) слагающих повышенную пойму, вышедшую из стадии регулярного накопления осадочного материала, и 2) связанных с действующим руслом, старицами и поверхностью периодически заливаемой поймы.

В литературе при рассмотрении современных отложений наряду с терминами «аллювий» и «аллювиальные отложения» широко применяются словосочетания «речные наносы» и «речные отложения». Многие исследователи (как правило, гидравлики, реже – гидрологи и геоморфологи) явно используют указанные термины как синонимы (что следует из контекста соответствующих работ). Например, в известном учебнике по гидрологии [395] речными наносами называются твердые частицы, образованные в результате эрозии водосборов и русел, переносимые водотоками и формирующие их ложе. И.С. Щукин также однозначен в своей трактовке терминов: «речные наносы, или аллювий» [652]. В некоторых работах различают взвешенные (частицы, находящиеся во взвешенном в воде состоянии) и донные (катящиеся и движущиеся скачкообразно частицы) наносы, пишут о транспорте взвешенных и донных наносов [486]. Распространенный в литературе терминологический элемент «осадки» (донные, речные, русловые, пойменные осадки и т. д.) из-за его известной многозначности в данной работе, по возможности, не применяется.

2.3.1. Общая схема формирования аллювия

Аллювий – один из наиболее широко распространенных генетических типов континентальных отложений [638–640]. В большинстве случаев он представляет собой гетерогенное осадочное образование, алло- и автохтонные компоненты которого отражают различные физические, химические и биохимические процессы, приводящие к его формированию. Главными факторами, контролирующими строение и стратиграфию аллювия, являются [314]: а) частота миграций и перемен русла; б) скорости аккумуляции пойменных отложений, которая уравнивает тектонические опускания; в) отношения ширины пояса русловых блужданий к ширине поймы.

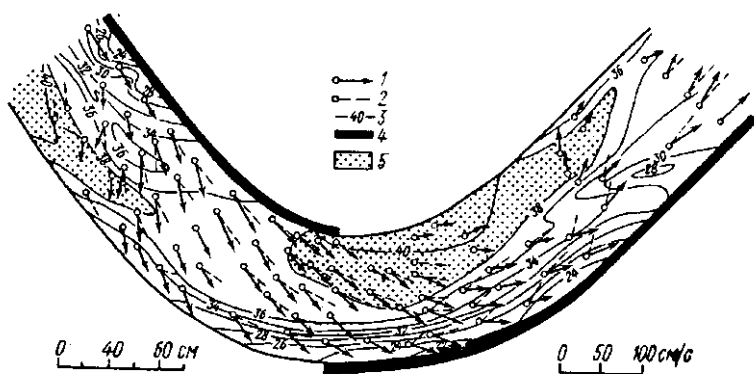


Рис. 18. Скоростное поле потока и рельеф дна русла на излучине (по З.М. Великановой) [336].

1 – поверхностные скорости; 2 – донные скорости; 3 – горизонталь в русле; 4 – берега, возле которых располагалась зона ускоренного течения; 5 – прирусловые отмели (побочни перекатов).

Общая схема накопления аллювиальных отложений в русле типичной равнинной меандрирующей реки обычно описывается следующим образом. На стрежневых участках прямолинейных отрезков речного русла откладывается относительно крупный материал, а более мелкий переносится и осаждается ближе к берегам, где течение замедляется (рис. 18, 19). В излучинах русловой поток прижимается к вогнутому берегу, где образуются поперечные циркуляционные токи, которые в верхних слоях потока направлены от выпуклого бере-

га к вогнутому, а в нижних – противоположно. Поперечные токи размывают вогнутый берег и выносят осадочный материал к выпуклому берегу, где формируется прирусловая отмель, полого наклоненная от коренного берега в сторону реки. Отмель несколько сдвинута вниз по течению относительно вершины выпуклости коренного берега.

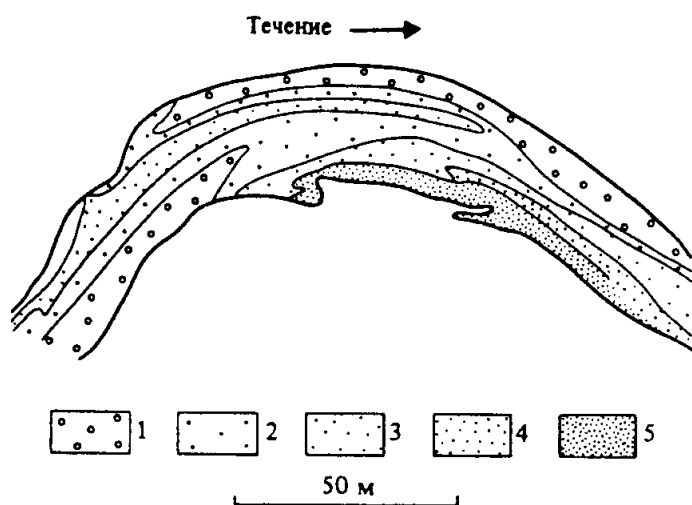


Рис. 19. Распределение размеров зерен вдоль меандры на р. Саут-Эск в Шотландии (Bridge et al., 1976 [314]).
1 – гравий; песок: 2 – очень крупный; 3 – крупнозернистый; 4 – среднезернистый; 5 – тонкозернистый.

Ширина прирусловой отмели увеличивается до тех пор, пока русло продолжает отступать от выпуклого берега. Нарастание отмели происходит как бы скачками, преимущественно в периоды половодий, причем по русловому краю отмели образуется из отлагаемого материала каждый раз новый прирусловой вал. Серии таких валов, протягивающихся в пределах прирусловой отмели в виде субконцентрических дуг, формируют так называемый гривистый микрорельеф. В вертикальном разрезе русловой аллювий характеризуется сменой залегающих в основании более крупнообломочных отложений стречневой фации располагающимися над ними менее крупнозернистыми отложениями фации русловой отмели. На спаде паводка в пределах

русловой отмели отлагаются тонкие илистые отложения, а при дальнейшем понижении уровня воды она выходит на поверхность. На русловых отложениях горизонтальным слоем залегают отложения пойменной фации, образующиеся в периоды половодий и паводков. Поскольку скорость водного потока здесь меньше, чем в основном русле реки, то пойменная фация аллювия представлена преимущественно мелкими, часто илистыми и песчано-илистыми отложениями. В строении аллювия участвуют также отложения стариц (оставленных рекой участков русла). Они вложены в русловую аллювий, сложены в основном тонкими илистыми, песчано-илистыми и органогенными отложениями и нередко перекрыты пойменным аллювием.

Особенности формирования аллювиальных отложений и обстановок аллювиального осадконакопления рассмотрены в работах Е.В. Шанцера, А.А. Лазаренко, В.А. Кузнецова, Ю.А. Лаврушина и других авторов [223, 285, 286, 301, 302, 303, 589, 638–640, 852]. В.В. Ламакин [304, 305] предложил различать три динамические фазы аллювиальной аккумуляции: а) инстративную, соответствующую углублению долины (водный поток врезаются в коренные породы, вынос преобладает над аккумулярованием материала, но тем не менее часть его задерживается в русле и выстилает поверхность возвышающегося над дном потока цоколя коренных пород); б) перстративную, соответствующую состоянию, когда уровень ложа потока с течением времени не изменяется (поток длительное время располагается на одном уровне, коренной цоколь срезается в результате боковых перемещений русла и поверхность коренных пород всюду в долине приводится на уровень максимальных глубин реки); в) констративную, соответствующую накоплению материала, когда ложе потока постепенно приподнимается в результате увеличения мощности аллювия (дно русла отделяется от поверхности коренных пород успевшей накопиться толщей аллювиальных отложений).

Как правило, в основу большинства классификационных схем аллювиального осадконакопления положен физический принцип: первостепенное значение имеют гидродинамические условия осадконакопления (табл. 19), тогда как геохимические условия аллювиального литогенеза практически не рассматриваются (или рассматриваются очень редко). Чаще всего описываются типичные для конкретной динамической обстановки реки (русло, пойма, старица и т. д.) парагенезы аутигенных минералов и ассоциации различных гипергенных образований (табл. 20).

Таблица 19. Характерные для аллювиальной обстановки процессы и их производные [589]

Процессы	Производные процессов
Образование протоков и русел	Поверхности размыва. Остаточные отложения – глиняная щебенка, древесина, конкреции, грубый обломочный материал, переотложенная фауна
Меандрирование	Прирусловые валы. Изменение глубины поверхности осадконакопления: изменение размеров зерен в вертикальном разрезе, изменение размеров текстур в вертикальном разрезе. Долинные отложения
Однонаправленный поток	Формы рельефа дна: песчаные волны и валы – слои с плоскостным типом косой слоистости, дюны – мультяная косая слоистость, знаки ряби: языковидные и осложняющие. Перенос обломочного материала: скачкообразно (сальтация, размер зерен от 100 до 750 мкм), интенсивная турбулентность во взвешенном состоянии, положительная скошенность – высокая степень сортированности. Мелкая текстура и поверхностные структуры: расположение частиц, некоторые следы столкновения, частицы изометричной и удлиненной формы
Сезонные максимумы стока	Песчаная пачка, мощность которой равна глубине русла. Быстрое отложение материала вслед за периодом максимального стока. Раздельное отложение материала в пределах русел и пойменной равнины
Периодические изменения скорости осадконакопления	Тонкая горизонтальная слоистость. Прирост отложений
Химизм вод рН ~ 6,8 Eh ~ +0,4 Минерализация > 5‰	Дисперсия глин. Разрушение обломков, представленных закисными соединениями железа. Гидролиз калия и магния. Разрушение иллита и хлорита. Кремнистые алюминиевые, железистые и органические коллоиды. Ограниченные количества организмов

Таблица 20. Минеральные диагенетические новообразования в современных аллювиальных отложениях Днепра, Десны и Оки [303]

Отложения	Типичный парагенез аутигенных минералов	Присутствующие аутигенные минералы
Болотные	Гидроксиды Fe, сульфиды Fe, сидерит, кальцит, вивианит	Гидротроилит, мельниковит, пирит, гидрогетит, аморфный гидроксид Fe, гидроксиды Mn, лейкоксен, кальцит, сидерит, вивианит, β-керченит, босфорит (?), пицит (?)
Старичные	Сульфиды Fe, кальцит, вивианит	Гидротроилит, мельниковит, пирит, гидрогетит, аморфный гидроксид Fe, гидроксиды Mn, лейкоксен, опал, кальцит, сидерит, вивианит, β-керченит, босфорит (?), пицит (?)
Субаэральные, пойма	Гидроксиды Fe и Mn, аутигенное глинистое вещество	Гидротроилит, мельниковит, пирит, гидрогетит, аморфный гидроксид Fe, гидроксиды Mn, аутигенное глинистое вещество
Русловые заиленные	Гидроксиды Fe, сульфиды Fe, кальцит	Гидротроилит, мельниковит, пирит, гидрогетит, аморфный гидроксид Fe, гидроксиды Mn, кальцит, сидерит (?), вивианит (?)
Русловые отмытые пески	Гидроксиды Fe	Гидротроилит (?), гидрогетит (?), аморфный гидроксид Fe, кальцит (?)

Достаточно схематично аллювиальные обстановки осадкообразования рассматриваются в известных геохимических классификациях эпигенетических процессов зоны гипергенеза [427] и геохимических условий осадконакопления [852]. Так, А.И. Перельманом [427] намечены два основных типа эпигенетических процессов, характерных для аллювиальных обстановок: бескарбонатный глеевый (аллювий во влажном климате) и карбонатный глеевый (аллювий в лесостепях и северных степях). При бескарбонатном оглеении образуется значительное количество органических кислот, происходит сильный вынос кальция, железа, фосфора и более слабый вынос кремнезема, калия, натрия. Для карбонатного оглеения характерна активная миграция кальция, магния,

фосфора, а также марганца, соединения которого выпадают из раствора на участках более высокого окислительного потенциала. Интенсивность выноса и аккумуляции железа ниже, чем при бескарбонатном оглеении. Установлено, что в аллювии рек гумидной зоны карбонаты обычно содержатся в небольшом количестве, но оказывают заметное влияние на значения pH отложений. Как правило, в фаціальном профиле аллювия суммарное содержание карбонатов уменьшается от русловых отложений к пойменным, а затем опять возрастает в старичном аллювии (табл. 21). Для большинства фаций аллювия в целом характерно тяготение карбонатов к наиболее тонким фракциям отложений, что, очевидно, свидетельствует об их образовании за счет осаждения взвесей.

Таблица 21. Карбонаты в современном аллювии Днепра, Десны и Оки [303]

Отложения	CO ₂ , %
Заиленные отложения русла	0,5–1
Крупнозернистые отложения пристержневой фации	0,1–0,5
Пески русловых отмелей	0,05–0,12
Прирусловых валов	0,02–0,42
Собственно пойменная фация	до 0,05
Старичные	0,5–2
Аллювиально-пролювиальные	1,3–1,5

Для речных вод можно предложить следующее разделение их по значениям pH: 1) сильноокислые воды с pH < 5,5; 2) слабоокислые воды – 5,5–6,5; 3) нейтральные – 6,5–7,5; 4) слабощелочные – 7,5–8,5; 5) сильнощелочные воды с pH > 8,5. Обычно в «нормальных» природных условиях речные воды характеризуются преимущественно слабощелочной или нейтральной средой [30]. В свою очередь, в зависимости от значений Eh выделяют три основных типа геохимических обстановок, свой-

ственных водным системам [430, 650]: 1) окислительную (кислородные воды) – характеризуемую значениями Eh +(100–150) мВ, присутствием свободного кислорода, а также целого ряда химических элементов в высшей форме своей валентности; 2) переходную окислительно-восстановительную (глеевые воды) – определяемую величинами Eh +100–0 мВ, неустойчивым геохимическим режимом и переменным содержанием сероводорода и кислорода; в этих условиях протекает как слабое окисление, так и слабое восстановление целого ряда металлов; 3) восстановительную (сероводородные воды) – характеризуемую значениями Eh < 0. Окислительно-восстановительные и кислотно-щелочные условия в значительной мере определяют потенциальную подвижность химических элементов в аллювиальной обстановке осадконакопления (табл. 22).

Таблица 22. Подвижность химических элементов в гипергенных условиях [836]

Подвижность	Условия среды			
	окислительные	кислые	нейтральные до щелочных	восстановительные
Очень высокая	Cl, J, Br, S, B	Cl, J, Br, S, B	Cl, J, Br, S, B, Mo, V, U, Se, Re	Cl, J, Br
Высокая	Mo, V, U, Se, Re, Ca, Na, Mg, F, Sr, Ra, Zn	Mo, V, U, Se, Re, Ca, Na, Mg, F, Sr, Ra, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Ca, Na, Mg, F, Sr	Ca, Na, Mg, F, Sr, Ra
Средняя	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, As, Cd	As, Cd	As, Cd	–
Низкая	Si, P, K, Pb, Rb, Ba, Be, Bi, Sb, Ge, Cs, Tl, Li	Si, P, K, Pb, Li, Rb, Ba, Be, Bi, Sb, Ge, Cs, Tl, Fe, Mn	Si, P, K, Pb, Li, Rb, Ba, Be, Bi, Sb, Ge, Cs, Tl, Fe, Mn	Si, P, K, Fe, Mn
Очень низкая до неподвижной	Fe, Mn, Al, Ti, Sn, Te, W, Nb, Ta, Pt, Cr, Zr, Th, TR	Al, Ti, Sn, Te, W, Nb, Ta, Pt, Cr, Zr, Th, TR	Al, Ti, Sn, W, Nb, Ta, Pt, Cr, Zr, Th, TR, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Al, Ti, Sn, Te, W, Nb, Ta, Pt, Cr, Zr, Th, TR, S, B, Mo, V, U, Se, Re, Zn, Co, Cu, Ni, Hg, Ag, Au, Li, Rb, Ba, Be, Sb, Ge, Cs, Tl

Для речных (естественных) условий наиболее типична окислительная (кислородная) обстановка, значительно реже встречается (в речных илах) глеевая и восстановительная (рис. 20, 21). Для речных отложений, согласно имеющимся данным [285, 303], значения pH уменьшаются: а) в ряду «русловая-пойменная-старичная фация», б) в пределах одной и той же фаціальной обстановки с уменьшением размера частиц отложений (пески-супеси-глины), в) в пределах одной и той же фаціальной обстановки и одного литологического типа отложений с возрастанием заиленности

или заболачивания, г) в крест простирания речной долины от русла в глубь поймы, д) при переходе от субаквальных к субаэральным условиям.

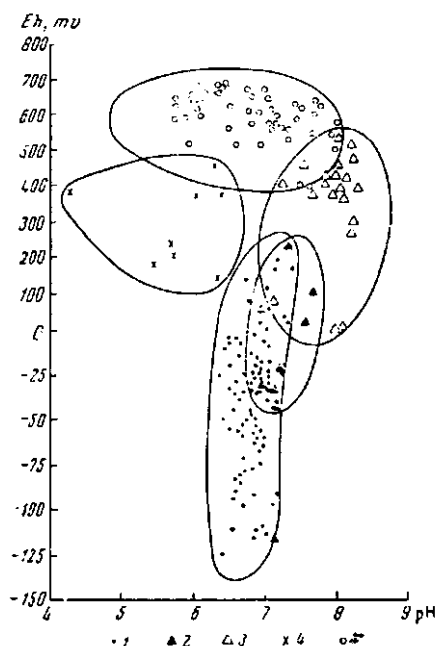


Рис. 20. Физико-химическая характеристика современных аллювиальных отложений Днепра, Десны и Оки [303].

1 – отложения водоемов старичного типа;
2 – субаквальные заиленные отложения русла;
3 – субаквальные отмытые песчаные отложения русел; 4 – болотные отложения; 5 – субаэральные отложения поймы (и осушенных русловых отложений).

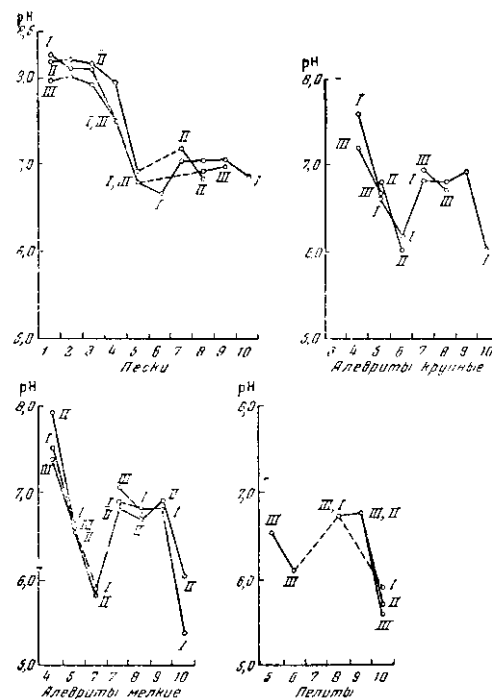


Рис. 21. Средние значения pH в фациальном профиле современных аллювиальных отложений [303].

Реки: I – Днепр, II – Десна, III – Ока; фации: 1 – плёсы, 2 – перекаты, 3 – русловые отмели, 4 – прирусловые валы, 5 – приречная пойма, 6 – внутренняя пойма, 7 – вторичные водоемы поймы, 8 – небольшие старицы и краевые части крупных стариц, 9 – центральные части крупных стариц, 10 – болотные почвы и торфяники

Аллювиальное осадконакопление практически всегда идет под знаком хорошо выраженной механической дифференциации, которая осуществляется главным образом по направлению от русла в глубь поймы и, в меньшей степени, вдоль направления речной долины [303]. Как показано А.А. Лазаренко [303], механическая дифференциация от русла в глубь поймы создает типичный фациально-седиментационный профиль аллювия: пристрежневая зона – русловая отмель – прирусловой вал – приречная пойма – внутренняя пойма – вторичный водоем поймы – старица – болотные почвы и торфяники. В пределах первых четырех фациальных обстановок механическая дифференциация осадочного материала проявляется в наиболее ясной форме. Для остальных обстановок характерно заметное влияние автохтонного материала. Латеральная механическая дифференциация аллювиальных отложений обуславливает изменение их гранулометрического состава, количества минералов тяжелой фракции, содержаний химических элементов и их соединений, а также сортировку минералов по их размеру, удельному весу, форме. Это проявляется в медленном перемещении вниз по течению крупнозернистых отложений, а также в изменении степени их сортировки и разрушении (механическом и, в меньшей степени, химическом) менее устойчивых минералов (особенно полевых шпатов), что приводит к увеличению содержания в русловых отложениях более устойчивых минералов (кварца, циркона, рутила, турмалина, ильменита, лейкоксена, пирита и др.). На участках расширений русла характерно появление глинистого и алевритового материала.

В.А. Кузнецов [285] считает, что классификации аллювиальных обстановок осадконакопления должны учитывать весь комплекс геохимических процессов и условий и согласовываться с геологическими фациями. Он типизирует обстановку аллювиального литогенеза на основе выделения литогеохимических фаций, т. е. отложений, состав и свойства которых отражают особенности процессов и

среды осадконакопления (табл. 23). Литогеохимические фации находятся в определенных отношениях с аллювиальными и типичны, по мнению Кузнецова, не только для равнинного нормального голоценового аллювия умеренного пояса, но и других климатических зон.

Таблица 23. Фациальные комплексы аллювиальных отложений (бассейн Припяти) [285]

Литогеохимические фации и их характеристики					Аллювиальные фации
Фация	Типоморфные элементы, минералы, новообразования		pH	Ведущий процесс литогенеза	
	Петрогенные оксиды (%)	Минералы и со-единения			
Лито-генная	SiO ₂ (93,93)	Кварц, полевые шпаты	8,5–7,5	Механическое накопле-ние грубообломочного материала	Русловые: стреж-невая, русловая отмель, прибреж-ная
	SiO ₂ (93,64), Al ₂ O ₃ (2,68)	Кварц	7,0–5,0	Механическое накопле-ние грубообломочного материала, коагуляция коллоидов	Пойменные: при-русловой вал
Сиал-литно-глини-стая	SiO ₂ (87,98), Al ₂ O ₃ (3,36), Fe ₂ O ₃ (1,32)	Глинистые мине-ралы, органиче-ское вещество	6,8–4,5	Механическое накопле-ние грубообломочного материала, коагуляция коллоидов, гидрогенное и биогенное накопление вещества, сорбция	Пойменные: при-речной и внутрен-ней поймы
	SiO ₂ (80,20), Al ₂ O ₃ (1,68), Fe ₂ O ₃ (0,91)	Глинистые мине-ралы, органиче-ское вещество	5,0–4,7	Биогенное накопление, механическая аккумуля-ция тонкообломочного материала	Старичные: зато-нов, временных протоков
Биоген-ная	SiO ₂ (75), Al ₂ O ₃ (4,79), Fe ₂ O ₃ (3,53), CaO (0,90)	Органическое ве-щество, глинистые минералы, карбо-наты, гидроксиды Fe	5,0–4,6	Биогенное накопление, коагуляция коллоидов, сорбция, микробиологи-ческие процессы	Старичные: соб-ственно старичные
	SiO ₂ (87,9), Al ₂ O ₃ (1,36)	Органическое ве-щество, опал, гид-роксиды Fe, виви-анит, карбонаты	7,0–5,8	Биогенное накопление, коагуляция, сорбция, микробиологические процессы	Болотные: заболо-ченных старичных и вторичных водо-емов пойм, забо-лоченных почв
Сиал-литно-феррит-ная	SiO ₂ (60,96), Fe ₂ O ₃ (31,93), Al ₂ O ₃ (5,28)	Гематит, лимонит, железисто-глинистые кон-креции	6,0–4,6	Коагуляция коллоидов, синерезис, химические реакции, педогенез	Главным образом пойменная и реже русловая
Сиал-литно-карбо-натная	CaO (30,79), MgO (2,70)	Кальцит, доломит, сидерит, глинисто-карбонатные стя-жения	7,8–5,0	Коагуляция коллоидов, синерезис, химические реакции	Старичная и пой-менная

Естественно, что в связи с зональностью геохимических процессов получают развитие продукты других литогеохимических фаций аллювия: сиаллитно-хлоридносульфатной в зоне пустынь и полупустынь, сиаллитно-аллитной и аллитной во влажных субтропиках и тропиках. В субаридных и аридных ландшафтах речных долин степей, полупустынь и пустынь активно проявлены процессы современного галогенеза [122]. Галогенез проявляется также в экстраконтинентальных холодных регионах, где он связан с криогенной метаморфизацией природных вод, и в ирригационных долинных ландшафтах (вторичное засоление). Аллювий рек засушливых областей, особенно пересыхающих водотоков, отличается повышенной загипсованностью [302]. Специфика проявления гипергенных образований в речных отложениях также во многом определяется ландшафтно-климатическими условиями (табл. 24). В речной долине можно выделить субаквальную (свойственная руслу, старичным и болотным водоемам поймы), супераквальную (пойма) и элювиальную (свойственная преимущественно террасам) обстановки осадконакопления, пространствен-

ные и возрастные закономерности которых в условиях одной климатической зоны могут быть сведены к следующим основным [285]: уменьшение субаквальных и возрастание супераквальных условий вниз по течению и в крест простираения долин; в субаквальных обстановках влияние на литогенез накопления обломочного материала уменьшается, а биогенного и хемотропного возрастает от стрежня вглубь поймы и от верховьев к дельте; биогеохимические процессы и накопление органических веществ усиливаются с развитием старичных и болотных водоемов, особенно для рек равнинных и дельтовых областей; с зарастанием стариц и водоемов поймы субаквальная обстановка сменяется супераквальной; в супераквальных условиях преимущественное накопление обломочного материала ослабевает, а биогенного и хемотропного – усиливается от приречной к центральной и притеррасовой частям поймы; элювиальная обстановка характерна для террасовых и повышенных пойменных уровней. В условиях заиленных русловых отмелей, пойм и особенно стариц проявлены современные хемотропные и биогенные процессы минералогенеза (алюмосиликатогенез, опалогенез, кальцитогенез, оксидогенез, глеегенез, активно идет детритогенез; не исключено также развитие сульфидогенеза [122]). С процессами биологической сульфатредукции связано содообразование в лугово-болотных (пойменных) почвах.

Таблица 24. Ассоциации гипергенных образований в аллювии различных ландшафтно-климатических зон [223]

Зона	Пойменный аллювий	Старичный аллювий
Тундра и лесотундра	Гидроксиды Fe и Mn (?), солонцы (?), карбонаты, кристаллы льда	Гидроксиды Fe (?)
Леса холодного и умеренного климата	Гидроксиды Fe и Mn, карбонаты Ca, реже солонцы, сульфиды Fe	Вивианит, керчинит, карбонаты Ca, гидроксиды Fe и Mn, сидерит, кремни, сульфиды Fe
Степи и саванны	Солонцы и солончаки с гумусом, карбонатами Ca и Na, гипсом, гидроксиды Fe и Mn, сульфиды Fe, Si	Карбонаты Ca, гипс, сульфиды Fe, реже оксиды Fe
Пустыни и полупустыни	Солончаки с галитом, гипсом, карбонаты Ca и Mg, кремни	Карбонаты Ca и Mg, гипс, галит, мирабилит (?), тенардит (?)
Тропические и субтропические сухие леса	Гидроксиды Fe и Al, карбонаты Ca, реже кремни и солонцы	Карбонаты Ca, гипс (?), гидроксиды Fe и Al, сульфиды Fe
Тропические и субтропические влажные леса	Гидроксиды Fe и Al	Гидроксиды Fe и Al, вивианит, керчинит (?), сидерит, сульфиды Fe

Непосредственно в речных отложениях выделяются также несколько характерных физико-химических обстановок, каждая из которых отличается вполне определенными средними значениями показателей условий среды, спецификой диагенетических процессов и характерными парагенезисами минеральных новообразований. Естественно, что наличие указанных обстановок (их смена, чередование) в существенной мере обуславливаются гидродинамической структурой потока и геоморфологическим строением русла и долины. Как правило, накопление речных отложений в пределах различных физико-химических обстановок сопровождается изменением химического состава аллювия и соотношений содержащихся в нем элементов, близких по геохимическим свойствам. Так, отмечается уменьшение модуля $\text{SiO}_2:\text{Al}_2\text{O}_3$ в ряду русловой-пойменный-старичный аллювий (табл. 25), что отражает различные гидродинамические условия отложения материала, ведущие к преимущественному накоплению песчаных частиц в русле и глинистых частиц в водоемах пойм и старицах [285]. Фиксируется также возрастание величины отношений $\text{CaO}:\text{MgO}$ в указанном ряду, что связано с благоприятными условиями карбонатообразования в поймах и старицах. Для модуля $\text{K}_2\text{O}:\text{Na}_2\text{O}$ отмечается тенденция к увеличению его значений в пойменном и старичном аллювии, что может быть связано с избирательным накоплением калия растительностью и участием последней в формировании состава отложений.

Таблица 25. Величины петрохимических модулей для отложений рек бассейна Припяти [285]

Обстановка	$\text{SiO}_2:\text{Al}_2\text{O}_3$	$\text{K}_2\text{O}:\text{Na}_2\text{O}$	$\text{CaO}:\text{MgO}$	$\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Na}_2\text{O}$
Русловая	47,27	2,50	0,64	0,19
Пойменная	41,99	2,76	0,36	15,54
Старичная	36,63	2,63	0,46	7,84

2.3.2. Особенности строения аллювия

Строение аллювиальных толщ определяется закономерностями накопления и сортировки осадочного материала в водном потоке и перемещением речного русла в долине. Наиболее хорошо дифференцированным и типично построенным является аллювий крупных равнинных рек гумидных зон (табл. 26). Чем меньше водотоки, чем неустойчивее их режимы и чем резче климатическая обстановка отличается от гумидной в сторону аридной или нивальной, тем менее упорядочена стратификация речных отложений. Для строения (и вещественного состава) руслового аллювия большое значение имеют геолого-геоморфологические условия развития реки, поскольку его текстура в существенной степени зависит от формы движения наносов [336]. В частности, на реках с резко выраженным пиком весеннего половодья крупные песчаные гряды сохраняются в рельефе прирусловых отмелей, поэтому при их зарастании формируется ясно выраженная косая слоистость. При медленном спаде половодья и растянутых во времени паводках движение крупных гряд сменяется перемещением более мелких, что обуславливает образование волнисто-линзовидной слоистости аллювиальных отложений. Русловой галечно-валунный аллювий обычно характеризуется отсутствием слоистости. Пойменная фация аллювия наиболее ярко выражена на реках с большим стоком взвешенных наносов. Соотношения между русловой и пойменной фациями аллювиальных отложений зависят от направленности горизонтальных деформаций.

Таблица 26. Схема фациального расчленения современного аллювия [303]

Макрофации	Фации	Субфации и некоторые микрофации
Русловая	Пристречневая	Субфация плесов Микрофация заиленных плесов Перекастов
	Русловых отмелей Боковых протоков	Заиленных русловых отмелей Заиленных боковых протоков
Пойменная	Прирусловых валов Приречной поймы Внутренней поймы	Наложенных прирусловых валов
Старичная	Центральных частей крупных стариц	Ранней озерной стадии стариц Зрелой озерной стадии стариц Стадии зарастания стариц
	Небольших стариц и краевых частей крупных стариц	То же самое
Осадки смешанного характера	Вторичных водоемов поймы Пойменных болотных почв и торфяников Аллювиально-пролювиальные осадки	Торфяников Болотных почв

Согласно [336], можно говорить о 2-х основных схемах строения аллювиальных толщ, образующихся в процессе горизонтальных деформаций. Первая схема соответствует главным образом продольному перемещению русловых форм (излучин, островов): аллювий в данном случае имеет супесчано-суглинистое строение и практически лишен песчаной русловой фации. Тем не менее в основе образования поймы (или острова) лежит песчаная прирусловая отмель (побочень, осередок). Русловая фация оказывается размытой, а в строении поймы преобладают фации илистых кос, заводей и т. д. Вторая схема возникает в случае поперечного перемещения излучин или регрессивного роста островов. В этом случае аллювиальная толща имеет четкое двучленное строение и включает песчаную русловую фацию и более тяжелую пойменную фацию, а фация заводей имеет подчиненное значение. Обычно старичные фации являются осложняющим аллювиальную толщу элементом. Наиболее широко они образуются при поперечном перемещении русловых форм, когда возникают благоприятные условия для образования стариц. Рассмотренные схемы строения аллювиальных толщ в наиболее чистом виде, по мнению авторов цитируемой работы, проявляются при относительно стабильном продольном профиле реки. В случае же интенсивного накопления возникает сложное наложение разновозрастных аллювиальных толщ вплоть до перекрытия

типичной пойменной фации более молодыми русловыми отложениями. При врезании русла возникает переуглубление плесовой ложины возле вогнутого берега излучины, что создает видимость нарушения закономерного изменения мощностей отдельных фаций аллювия, хотя, как подчеркивают авторы [336], при развитии вертикальных деформаций происходит лишь наложение на процесс образования аллювиальной толщи 2-х видов смещения речного русла – в горизонтальной и вертикальной плоскостях. С процессом разрушения и последующего размыва скальных пород, слагающих русло реки, связано формирование так называемого базального горизонта аллювия, часто залегающего в основании аллювиальных толщ. Несмотря на то, что аллювиальные отложения имеют сложное строение, обусловленное многократным чередованием русловых, пойменных и старичных фаций в разрезе, обычно преобладает русловая фация (табл. 27). А.Н. Боголюбов [50] различает в аллювии на каждом участке водотока денудационный материал, поступающий с ближайших участков склона, и осажденный транзитный (седиментационный) материал, поступающий с верхних частей бассейна; их соотношение определяется интенсивностью и направлением эрозионно-аккумулятивной деятельности реки на данном участке.

Таблица 27. Распределение речных отложений Беларуси по фациальному и литологическому признаку, % [285]

Фация, литологический тип	Припять	Днепр (без Припяти)	Неман	Зап. Двина
Русловая	60,8	62,5	62,5	58,6
Пойменная	14,9	29,3	29,3	35,8
Старичная	24,3	8,2	5,2	5,6
Пески:				
грубозернистые	0,5	1,1	5,3	3,3
крупнозернистые	2,1	0,6	3,4	3,4
среднезернистые	16,0	14,0	19,2	13,8
мелкозернистые	67,1	59,0	62,3	58,5
Супеси	5,5	12,3	4,6	12,0
Суглинки	2,6	1,4	1,3	2,7
Глина	0,6	3,2	1,6	3,4
Илы	0,6	1,8	2,3	2,9
Погребенные почвы, торфяник	5,0	–	–	–

Нормальная мощность аллювиальных отложений обычно определяется разницей отметок дна русла и уровня полых вод [638]. В долинах крупных равнинных рек она достигает 10–30 м и более. Поскольку седиментация в руслах рек отличается весьма изменчивым характером, то абсолютную скорость ее измерить чрезвычайно трудно. При нормальном расходе воды за 24 ч может осадиться 1 м грубого материала, а там, где имеются галечные или песчаные косы – может накопиться осадочное тело мощностью до 5–6 м [296]. Скорость пойменного осадконакопления зависит от геоморфологических условий, варьируясь, например, на некоторых заливаемых поймах крупных рек от 0,02 до 41 см/год. Скорость накопления аллювиальных отложений в р. Волге оценивается в 500–7000 см/тыс. лет (0,5–7 см/год) [286]. Расчеты, выполненные для крупных рек, показывают [973], что накопление аллювия в зависимости от фациальных условий составляет на пойме 68%, на заболоченных равнинах – 14, по берегам и косам – 6, в русле – 12% общего объема отложений в речных долинах.

2.3.3. Гранулометрические особенности и минеральный состав аллювия

Гранулометрический состав речных отложений в определенной мере отражает природные условия водосборного бассейна и формируется в результате длительного взаимодействия водного потока и русла. Преобразование состава отложений, слагающих активный (поверхностный) слой русла, обусловлено сезонными изменениями водного режима реки, гидравликой потока и степенью насыщенности его осадочным материалом [555]. В период развития половодья, нарастания расходов воды и скоростей течения происходит укрупнение донных отложений и перераспределение процентного содержания частиц разных размеров за счет перехода наиболее мелкозернистых

частиц во взвешенное состояние. На спаде половодья крупность наносов уменьшается и в период межени достигает, как правило, наименьших значений. Обычно такого рода закономерности изменения гранулометрического состава отложений наиболее характерны для плесовых участков равнинных рек. Среди литологических

Таблица 28. Гранулометрический состав речных отложений бассейна Днепра (без Припяти), % [285]

Фракция, мм	Русловые	Пойменные	Старичные
2–1	4,4	0,6	6,2
1–0,5	6,0	1,80	11,37
0,5–0,25	30,2	15,8	44,5
0,25–0,1	24,2	34,8	17,3
0,1–0,075	26,1	36,1	14,2
0,075–0,01	6,0	6,6	4,1
0,01–0,005	0,9		0,9
0,005–0,001	1,3	0,87*	0,7
< 0,001	0,9		0,7

* Содержание фракции < 0,01 мм.

типов аллювия доминируют, как правило, мелкозернистые пески, илы имеют подчиненное значение и встречаются преимущественно в старицах, затоках, плесах. На прирусловых отмелях часто формируется тонкий слой илистых (супесчано-илистых) отложений (наилков). Для аллювиальной толщи типично увеличение размеров частиц вниз по разрезу. Фиксируется вариация гранулометрического состава для различных фаций и субфаций аллювия (табл. 28–30).

Таблица 29. Гранулометрические характеристики современных речных отложений бассейна Днепра *

Отложение	Доля физической глины, %	Md, мм	So	Коэффициент дисперсности	Доля фракций, %		
					0,05–2 (песок)	0,005–0,05 (алеврит)	< 0,005 (глина)
Русло	3,1	0,115	3,3	0,022	91	6,8	2,2
Пойма	0,87	0,094	2,3	–	90	9,7	0,9
Старица	2,3	0,22	4,6	0,014	94	4,6	1,4

* Рассчитано по данным табл. 28.

Таблица 30. Гранулометрический состав современного руслового аллювия, % [303]

Глубина, м	Река	Фракция, мм					
		>2	2–1	1–0,5	0,5–0,25	0,25–0,1	<0,1
Русловая отмель							
0,5	Днепр	0,02	0,26	11,42	60,76	27,34	0,20
0,3	Десна	–	1,00	8,42	64,62	19,30	6,66
0	Ока	3,62	9,98	26,94	54,68	4,66	0,12
Перекал							
2,5	Днепр	2,22	6,94	21,18	47,62	22,02	0,02
2	Десна	–	1,54	8,74	66,90	20,62	2,20
1,6	Ока	2.56	12,32	26,84	55,02	3.18	0,08
Плес							
5,1	Днепр	6,04	6,44	24,16	54,88	8,40	0,08
4,2	Десна	–	2,44	6,84	67,56	22,48	0,68
6,1	Ока	–	–	3,84	93,36	2,54	0,26
Плес заиленный							
3,5	Днепр	–	–	–	2,50	75,88	21,62
4,7	Десна	–	–	2,98	66,44	25,18	5,40
5,5	Ока	0,15	0,24	0,60	4,22	29.35	65,44

Русловая фация аллювия, чаще всего представленная песчаными и песчано-алевритовыми отложениями (с включениями гальки, гравия, щебня, дресвы), характеризуется преобладанием неслоистых их разностей, встречаются тонко-горизонтально-слоистые, флексурообразные, линзовидные текстуры. В изгибах меандр отложения наслаиваются косыми слоями, наклоненными к центру кривизны речной излуины. Отмечаются также косая слоистость и мелкая непараллельная волнистая слоистость. Как правило, в русловом аллювии рек умеренного пояса Русской равнины преобладает фракция среднезернистого песка (40–50%); второй по значению является фракция мелкозернистого песка (20–40%); крупный и грубый песок составляют 10–25%; доля гравия и гальки колеблется от 2–3 до 8–10%; тонкозернистого песка – 1,5–6%, пылеватых и глинистых частиц – до 2–3%

[25]. По [303], в русловой фации рек указанных районов наиболее широкий набор литологических типов отложений характерен для субфации плеса. Коэффициенты сортировки руслового аллювия обычно $> 1,2$; коэффициенты асимметрии < 1 . Преобладание в аллювии какой-либо одной фракции определяет выраженную однородность его гранулометрического состава. Однородными по крупности частиц считаются несвязанные грунты (в данном случае – русловые пески), характеризующиеся отношением $d_{95}/d_5 \leq 5$, где d_5 и d_{95} – диаметры частиц, меньше которых в данном грунте содержится соответственно 5 и 95% по массе [248]. Ц.Е. Мирцхулава [369] предлагает рассчитывать коэффициент однородности грунта по формуле: $K_o = d_{CP}/d_{95}$; при $K_o \geq 0,6$ грунт можно считать практически однородным. Отложения пойменной фации, как правило, налагают на русловые и отличаются от них мелкоалевритовым или ленточным алевритопелитовым составом. Грубозернистые примеси встречаются редко. Коэффициенты сортировки в основном не больше 2, коэффициенты асимметрии всегда < 1 . Отложения прирусловых отмелей хорошо сортированы, хотя и имеют на различных участках долины неодинаковый гранулометрический состав [301]. В пойменные участки часто вложены линзы мелкорусловых песчано-алевритовых отложений стариц. Их состав неоднороден, но отличается заметной долей фракций $< 0,001$ мм (4–30%) и 0,01–0,001 мм (20–60%), частицы размером $< 0,1$ мм могут составлять до 70–85% и больше [303]. Особую разновидность представляют фации вторичных водоемов поймы, образующиеся в пределах пониженных пойменных ложбин. В русловом аллювии в общем наблюдается обратная зависимость между Md (средним диаметром частиц) и So (коэффициентом сортировки) [303]. Наиболее хорошо отсортированы пески прирусловых валов и отмелей. Пристречневая фация отличается от фаций отмелей и валов более крупным составом отложений, заиленные разности отложений наиболее характерны для отмелей, в меньшей степени – для плесов и прирусловых валов. В пойменных отложениях часто наблюдается прямая зависимость между Md и So , отражающая образование аллювия в основном за счет осаждения взвеси. Для старичных отложений значения Md и So находятся в прямой зависимости между собой и контролируются величиной мутности речных вод. В.Е. Рясиной [495] показано, что в русловом и пойменном (песчаные разности) аллювии Волги преобладает фракция 0,25–0,1 мм (соответственно до 90% и до 69%), в супесчаной разности пойменного аллювия – фракция 0,1–0,05 (до 50%), затем следует фракция $< 0,5$ мм; в супесчаной разности старичного аллювия доминируют фракции 0,1–0,05 мм (до 40%) и фракция $< 0,01$ мм (до 30%), в глинистой разности старичного аллювия преобладает фракция $< 0,01$ мм (до 65%). Состав отложений на конкретных участках рек может отличаться от среднебассейновых и региональных характеристик (табл. 31–33).

Таблица 31. Гранулометрический состав руслового аллювия некоторых рек

Река Нура, верховья, Центральный Казахстан, фракции, мм							
2–1	1–0,5	0,5–0,25	0,25–0,1	0,1–0,063		0,063–0,04	< 0,04
6,6%	57,4%	30,2%	1,9%	0,5%		0,3%	3,1%
Река Инсар, верховья, Мордовия, фракции, мм							
2–1	1–0,5	0,5–0,25	0,25–0,1	0,1–0,05	0,05–0,01	0,01–0,005	< 0,005
1,2%	19,2%	51,6%	16,2%	5,8%	2,5%	1,7%	1,8%
Река Алатырь, верховья, фракции, мм							
2–1	1–0,5	0,5–0,25	0,25–0,1	0,1–0,05	0,05–0,01	0,01–0,005	< 0,005
1,2%	21,3%	58,6%	16,2%	1,8%	0,5%	0,1%	0,3%
Река Пахра, фоновые участки, Московская область, фракции, мм							
2–1	1–0,25		0,25–0,1	0,1–0,01		0,01–0,005	< 0,005
1,8%	19,8%		52,1%	26,2%		0,5%	0,4%

Таблица 32. Гранулометрические характеристики руслового аллювия*

Река	Физическая глина, %	Md , мм	So	Коэффициент дисперсности	Доля фракций, %		
					0,05–2 (песок)	0,005–0,05 (алеврит)	$< 0,005$ (глина)
Инсар	3,5	0,220	2,01	0,018	94	4,2	1,8
Алатырь	0,4	0,253	1,74	0,003	99,1	0,6	0,3
Пахра	0,9	0,081	3,6	0,004	78	21,6	0,4
Сура	0,6	0,251	1,71	0,004	99,2	0,5	0,3

* Рассчитано по данным табл. 31.

Таблица 33. Гранулометрические характеристики современного аллювия Днепра, Десны и Оки, Md – средний диаметр частиц, мм; So – коэффициент сортировки [303]

Макрофа-ция	Фация	Субфация, микрофация	Гранулометрические типы отложений					
			Пески		Алевриты		Пелиты	
			<i>Md</i>	<i>So</i>	<i>Md</i>	<i>So</i>	<i>Md</i>	<i>So</i>
Русло-вая	При-стрезже-невая	Перекаатов	0,31–0,40	1,23–1,28	–	–	–	–
		Плесов	0,30–0,35	1,26–1,32	–	–	–	–
		Заиленных плесов	0,11–0,26	1,36–2,09	0,09	3,80	0,004	4,67
	Русло-вых от-мелей	Заиленных отме-лей	0,21–0,26	1,25–1,29	–	–	–	–
			0,13–0,14	1,79–2,14	0,02–0,03	1,76–2,22	0,002	3,70
	Боковых проток	Стрежня проток	0,29	1,30	–	–	–	–
		Отмелей проток	0,19	1,28	–	–	–	–
		Заиленных проток	0,19	1,44	0,07	1,50	–	–
	Пой-менная	Прирусловых валов		0,14–0,19	1,20–1,21	0,03–0,07	1,76–4,36	0,005
Приречной поймы		0,11–0,14	1,37–1,59	0,03–0,06	1,92–4,16	0,006–0,007	?	
Внутренней п оймы		0,11–0,14	1,36–1,46	0,01–0,06	2,30–3,71	0,004–0,007	?	
Ста-ричная	Небольших стариц		0,12–0,21	1,37–1,70	0,012–0,030	1,74–3,60	0,003–0,005	3,20
	Центральных частей крупных стариц		0,11	1,58	0,012–0,015	2,76–3.19	0,002–0,009	2,72
Сме-шан-ная	Вторичных водоемов поймы		0,18	1,38	0,003	1,75–4,10	–	–
	Пойменных торфяников и болотных почв		0,10	1,35	0,01–0,02	2,11–5,5	0,0015–0,002	?
	Аллювиально-пролювиальные		0,14	1,88	0,03	1,90	–	–

Примечание. По П.Д. Траску (1932), при $So < 2,5$ – отложения хорошо сортированы, при So более 4,5 – плохо сортированы; по Н.М. Страхову (1954), при $So = 1,1–1,5$ – хорошо сортированы, при $So = 2–3,5$ – средне сортированы, > 4 – плохо сортированы; средний диаметр частиц, равный 0,1–0,01 мм, соответствует алевриту, $< 0,01$ мм – пелиту.

На рис. 22 приведены вариационные кривые распределения веса частиц по их размерам для различных гранулометрических типов отложений одной из прирусловых отмелей р. Вилиги (Северное Приохотье) [363]. Наиболее тонкие песчано-илистые отложения характерны для хвостовой части прирусловой отмели. По мере приближения к ее головной части песчано-илистые отложения постепенно сменяются песчаными, песчано-гравийными, гравийно-галечными и галечно-валунными.

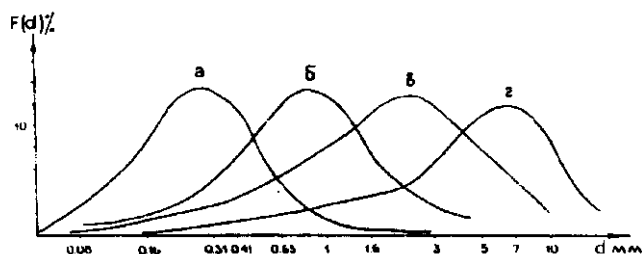


Рис.22. Вариационные кривые гранулометрического состава аллювиальных отложений [363].

а – илисто-песчаные, б – песчаные, в – песчано-гравийные, г – гравийно-галечные.

Механическая дифференциация руслового аллювия по речной долине проявляется в медленном перемещении вниз по течению крупнозернистых наносов всех фаций, сопровождаемом истиранием пород и в изменении степени сортировки отложений. Последняя обычно имеет противоположные тенденции изменения для отложений, образующихся за счет взвешенного и влекомого материала. На участках озеровидных расширений типично появление глинистого и алевритового материала.

Как правило, от верховий рек к их низовьям наблюдается постепенное увеличение доли мелкофракционного материала в составе руслового аллювия. Авторами [526] на примере речных бассейнов Вост. Забайкалья установлено, что изменение крупности и степени сортированности аллювия вниз по долине связано с двумя основными факторами: гидравлической сортированностью и колебаниями в крупности переносимого со склонов и из притоков материала. В табл. 34

Таблица 34. Изменение крупности (среднего медианного размера Md , в мм, и сортированности S_0) аллювия по порядкам водотока (σ – среднее квадратическое отклонение) [526]

Порядок водотока	Md	σMd	S_0	σS_0
3	25,2	17,7	0,27	0,12
4	45,3	17,1	0,42	0,12
5	19,9	12,8	0,27	0,019
6	25,6	16,5	0,28	0,08
8	43,3	28,5	0,27	0,096

показано изменение крупности и сортированности речных наносов по порядкам водотоков. Если на водотоках 1, 2, иногда 3 порядков не отмечается активного грядового транзита наносов, то при возрастании водности в более крупных потоках фиксируются грядовые формы перемещения аллювия. На водотоках 4 и 8 порядков наблюдается резкое укрупнение аллювия, что, по мнению авторов, связано с началом грядового транзита и вымыванием мелких и средних по крупности наносов. На водотоке 8-го порядка укрупнение аллювия обязано резкому возрастанию поступления материалов со склонов и из притоков в результате прохождения волны регрессивной эрозии. По мере нарастания мощности потоков, дренирующих различные территории, несмотря на геологическую неоднородность, наблюдается выравнивание гранулометрического состава аллювия по разным литологическим провинциям. Таким образом, активный русловой транзит обломочного материала на значительных по водности реках быстро нивелирует различия, вызванные особенностями выветривания и склоновых перемещений.

В 1974 г. Г.А. Петуховой было выполнено районирование по крупности речных отложений равнинной части Европейской территории быв. СССР и предгорий Кавказа, в основу которого положены принципы генетического единства территорий и относительной однородности природных условий в пределах выделяемых районов [555]. При выделении районов учитывались прежде всего геоморфологические и гидрологические факторы, а собственно районирование территории

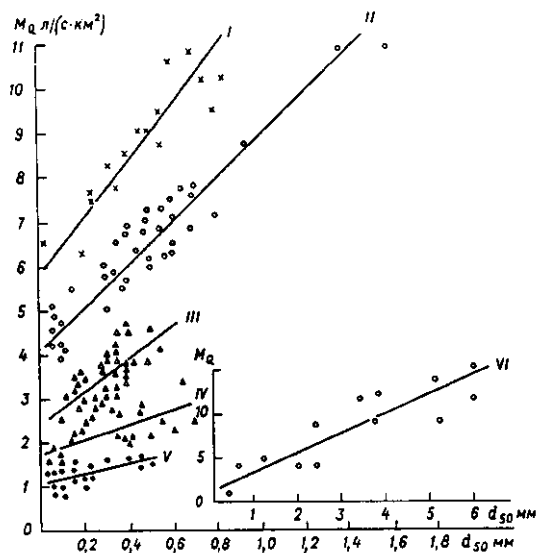


Рис. 23. Зависимости гранулометрического параметра донных отложений d_{50} от среднего многолетнего стока воды M_Q [555].
I – VI – номера районов (см. рис. 24).

осуществлялось на основании зависимостей между средними многолетними значениями гранулометрического параметра d_{50} (мм) и модулем среднего многолетнего годового стока воды M_Q [л/с/км²]. Параметр d_{50} представляет собой размер частицы наносов обеспеченностью 50% на гранулометрической кривой. Зависимости $d_{50} = f(M_Q)$ строились по данным наблюдений на малых и средних реках с площадями водосборных бассейнов от 100 до 25000 км², сток воды которых формируется в пределах одной природной зоны. Были установлены 6 основных видов зависимости (рис. 23), соответствующих различным геоморфологическим районам (см. рис. 24). Районирование состава аллювия, согласующееся с эрозионным районированием рассматриваемой территории, обнаружило тенденцию уменьшения параметров их крупности при движении с севера на юг в пределах равнинной территории Европейской части (районы I–VI, табл. 35). Наиболее отчетливо указанная закономерность прослеживается на примере изменения параметров, характеризующих среднюю крупность наносов (d_{50}) и их мелкозернистую часть. Эта тенденция уменьшения крупности русловых отложений в определенной мере соответствует известной широтной зональности эрозионных районов, выделенных К.Н. Лисицыной, и соотносится с данными М.П. Лысенко и

Н.И. Маккавеева, указывающими на зональность гранулометрического состава четвертичных отложений Русской равнины [555].

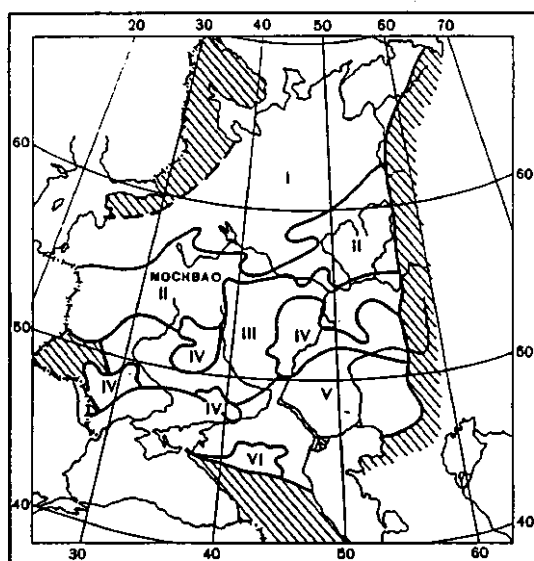


Рис. 24. Схема районирования европейской части быв. СССР по крупности донных отложений рек (I–VI – номера районов, см. табл. 35; заштрихованная территория не рассматривалась) [555].

Минеральный состав аллювия зависит от источников осадочного материала и условий осадконакопления, а также от гранулометрических особенностей отложений [303, 412, 413, 495]. Тем не менее до сих пор не установлено надежно, какие минералы или ассоциации минералов следует считать диагностическими для аллювиальной среды [589]. Исследования на крупных равнинных реках Русской равнины показали, что в современных русловых отложениях присутствуют около 80 терригенных минералов, но многие из них встречаются в единичных случаях [303]. Обычно в составе аллювия резко преобладает кварц (до 95%), присутствуют полевые шпаты (5–10%), обломки пород (до 2%), среди минералов легкой фракции встречаются также ортоклаз, микроклин, плагиоклаз, глауконит; в тяжелой фракции доминирует ассоциация ильменит-гранат-роговая обманка-эпидот (встречаются ставролит, силлиманит, дистен, циркон, рутил, турмалин и др.).

Таблица 35. Районирование европейской части быв. СССР по гранулометрическому составу аллювия

Район	Характеристика	d_{50} , мм
I	Северный склон Русской равнины в пределах тундровой и лесной зон. Преобладают слабыхолмистые равнины с высотами 100–200 м. Четвертичные отложения представлены в основном валунными суглинками и флювиогляциальными песчано-глинистыми разновидностями. Продольные профили рек хорошо выработаны, в верхнем и среднем течении преобладают однорукавные немеандрирующие русла, в нижнем течении больших рек наблюдается меандрирование и пойменная многорукавность.	0,46; $d_{90} = 17$
II	Белорусская гряда, Смоленско-Московская, Валдайская, Среднерусская (северная часть) возвышенности, Северные Увалы и север Вольно-Подольской возвышенности. Моренные возвышенности сложены несортированными валунными и песчанстыми суглинками, местами флювиогляциальными песками. Среди моренных холмов встречаются песчаные зандровые пространства. Преобладает свободное меандрирование рек; в пределах Белорусской гряды, Смоленско-Московской и Среднерусской возвышенностей встречаются однорукавные немеандрирующие русла рек. На составе аллювия сказывается неоднородность и плохая сортировка моренных отложений.	0,43 (0,01-1,60)
III	Днепровско-Донецкая и Окско-Донская водно-ледниковые и аллювиальные равнины. Четвертичные отложения представлены разнозернистыми пылеватыми и глинистыми песками с прослоями и линзами гравелистых песков. Для рек района характерно свободное и незавершенное меандрирование. Русловые отложения достаточно однородны по составу.	0,32 (0,12-0,55)
IV	Эрозионные возвышенности лесостепной и степной зон (Среднерусскую, приволжскую, Общий Сырт, южную часть Вольно-Подольской, Придепровскую, Донецкий край), лежащие за пределами распространения оледенений. В четвертичных отложениях преобладают лёсс и лёссовидные суглинки.	0,30 (0,04-0,70); $d_{90} = 2,8$
V	Причерноморская и Прикаспийская низменности, степная и полупустынная зона. Морские отложения представлены песками, переслоенными глинами; континентальные – глинами, перекрытыми лёссом мощностью до 20 м. Преобладает свободное и незавершенное меандрирование рек; в западной части района протекают немеандрирующие реки с однорукавным руслом. Донные отложения рек состоят из мелких песчано-пылеватых и глинистых частиц.	0,18
VI	Ставропольская возвышенность в предгорьях Кавказа. Коренные породы почти всюду перекрыты лёссовидными суглинками. Большинство рек свободно меандрирует. Аллювиальные отложения представлены галькой, песками и глинами, плохо сортированы.	2,9 (0,30-6,0)

В аллювии обнаружены разнообразные диагенетические минеральные образования (карбонаты, гидроксиды и фосфаты Fe, гидроксиды Mn, гидроксиды и оксиды Ti, карбонаты и сульфаты Ca, алюмосиликаты, сульфиды) [121, 285, 303]. В современном аллювии бассейна Днепра

основными минералами легкой фракции являются кварц (50–95%) и полевые шпаты (5–20%); в тяжелой фракции преобладают роговая обманка, гранаты, ильменит [285]. В русловом аллювии фоновых участков р. Пахры в легкой фракции также преобладал кварц (до 70–72%), присутствовали полевые шпаты (13–14%), кислые плагиоклазы (4–5%), микроклин (2–3%) и другие минералы; в тяжелой фракции – роговая обманка (23–25%), черные рудные минералы (21–23%), эпидот (~18%), гранат и циркон (по 6–8%) и др. [741]. Встречались карбонатные новообразования и измененные минералы и обломки пород. А.А. Лазаренко [303] для современного аллювия бассейнов Днепра, Десны и Оки установил отчетливое увеличение содержания кварца от мелких фракций к крупным. Полевые шпаты, особенно плагиоклазы, имеют обратный характер распределения; в тонких фракциях наибольшую роль среди полевых шпатов играет ортоклаз, в более крупных – микроклин. Другие «легкие» компоненты – глауконит, кальцит, слюды, хлорит, выветрелые зерна и глинистые минералы, углистое вещество, растительный детрит – концентрируются преимущественно в мелких фракциях отложений. Во фракции 0,1–0,05 мм возрастает количество пелитоморфных карбонатов, кремней, кремнисто-глинистых агрегатов. С утончением отложений увеличивается содержание тяжелой минеральной фракции. Количество ильменита и магнетита растет от крупных фракций до частиц размером 0,1–0,063 мм и затем несколько снижается. Минералы метаморфических пород (гранат, дистен, ставролит и др.) обнаруживают отчетливую концентрацию в наиболее крупных фракциях; количество амфиболов и пироксенов также увеличивается с возрастанием размерности фракций. Минералы группы эпидота, слюды и хлорит тяготеют к тонким фракциям. Во фракции аллювия < 0,001 мм определено около 10 минералов (преобладает ассоциация гидрослюда-монтмориллонит-каолинит-кварц). Встречались также галлуазит, кальцит, сидерит, пирит, гидроокислы железа, смешанно-слоистые глинистые образования. Исследование минерального состава алевритовой фракции аллювия Волги показало, что чем тоньше фракция, тем меньше в ней содержится граната, циркона, больше роговой обманки, слюды и апатита (табл. 36).

Таблица 36. Минеральный состав аллювия Волги, ниже Самары и Сызрани, % («+» – единичные зерна) [495]

Минерал	Фракции, мм					
	0,25–0,1			0,1–0,005		
	Русло, песок	Пойма, песок и супесь	Старица, ил	Русло, песок	Пойма, песок и супесь	Старица, ил
<i>Легкая фракция</i>						
Кварц	78,6	54,4	48,0	43,0	53,5	50,4
Ортоклаз	10,0	19,5	12,7	31,0	26,0	18,0
Плагиоклазы	2,2	2,5	8,1	2,2	4,2	8,8
Слюда	0,8	2,6	5,5	5,8	5,4	6,8
Кремень	1,6	5,5	1,8	5,2	2,6	1,2
Агрегатные сростки	6,8	12,5	10,1	12,0	8,3	11,5
Вивианит	–	–	13,8	–	–	3,3
<i>Тяжелая фракция</i>						
Ильменит	5,4	4,0	3,3	21,5	20,0	13,0
Лейкоксен	22,8	18,0	21,4	5,3	4,0	3,7
Магнетит	2,3	1,5	1,4	8,1	7,2	5,6
Лимонит	12,0	12,2	12,1	4,4	5,1	5,7
Циркон	0,2	+	1,0	5,0	4,2	3,8
Турмалин	1,0	1,4	–	1,2	2,3	3,0
Рутил (кристаллы)	–	–	–	1,4	2,2	1,7
Рутил (натечные зерна)	–	+	–	0,5	1,2	1,8
Сфен	1,4	0,7	1,0	1,5	1,1	0,8
Апатит	–	–	+	0,7	0,6	1,2
Гранат	4,9	3,2	2,5	7,0	4,5	3,2
Дистен	2,2	1,4	1,0	1,0	1,0	0,7
Ставролит	3,0	2,0	2,3	1,0	0,8	0,5
Силлиманит	0,8	0,9	0,9	0,4	0,3	0,2
Андалузит	+	+	–	–	–	–
Ромбический пироксен	1,4	1,8	1,6	0,8	0,8	1,5
Моноклинный пироксен	1,8	3,0	2,0	1,8	2,4	0,6
Эпидот	28,5	35,0	33,0	26,0	25,0	33,6
Циозит	1,0	3,0	2,8	2,4	3,3	2,2
Роговая обманка	11,3	11,9	13,0	10,0	14,0	18,0

Как правило, выход тяжелых минералов увеличивается от тонких отложений (старичных илов) к более грубым русловым пескам, а также во фракции 0,1–0,05 мм всех литологических разностей аллювия. Так, во фракции 0,25–0,1 мм тяжелые минералы составляют доли процента, в крупноалевритовой фракции (0,1–0,05 мм) их доля возрастает до 3–9%, причем во фракции 0,1–0,05 мм, выделенной из старичных илов, преобладают обломки минералов, диаметр которых приближается к нижнему пределу фракции. В этой же фракции, выделенной из русловых песков Волги, доминируют минералы, диаметр которых уже тяготеет к верхнему пределу фракции. Во всех фациальных и литологических разностях современного волжского аллювия значительную долю тяжелых минералов составляют непрозрачные минералы (ильменит, лейкоксен, магнетит). Содержание их уменьшается от русловых песков (40%) к старичным илам (до 28%). Количество метаморфических (гранат, дистен, силлиманит, ставролит) и устойчивых минералов (циркон, сфен) также уменьшается от песков русловой фации к илам стариц. Обратная зависимость (уменьшение содержания от илов стариц к пескам русла) наблюдается в распределении турмалина, роговой обманки, апатита, минералов группы эпидота и рутила. Наибольшее количество пироксенов обнаружено в супесях пойменного аллювия (в песчаной и алевритовой фракциях). Среди обломочных зерен легкой фракции преобладают кварц и полевые шпаты (ортоклаз, реже плагиоклаз, слюда, кремнь). Максимальные содержания кварца во фракции 0,25–0,1 мм характерны для русловых отложений; старичные отложения характеризуются высоким количеством вивианита, плагиоклаза, слюды. В алевритовой фракции количество кварца и слюды возрастает от руслового аллювия к старичным илам, а количество полевых шпатов и кремня, наоборот, уменьшается.

В современном аллювии рек Прикамья основными минералами большого удельного веса (>4,5) являются ильменит, хромит, гематит, магнетит, циркон, минералами среднего удельного веса (3,5–4,5) – ставролит, гранаты, лимонит, кианит, лейкоксен, рутил. В группе минералов малого удельного веса (<3,5) резко преобладает эпидот, в меньшем количестве распространены пироксены, турмалин, амфиболы, сфен, обломки пород [412, 413]. При переходе от грубых отложений к мелкообломочным в песчаных фракциях уменьшается количество минералов среднего и большого удельного весов. В крупноалевритовой и мелкоалевритовой фракциях содержание минералов среднего и большого удельного весов меняется по литологическим типам аллювия неодинаково для разных рек, что, видимо, определяется разными гидродинамическими условиями обстановки осадконакопления. Для русловых отложений максимальное содержание тяжелых минералов обычно приходится на фракцию 0,25–0,17 мм; для пойменных и старичных – на фракцию 0,17–0,1 мм (табл. 37).

Таблица 37. Тяжелые минералы в современном аллювии Прикамья, % [413]

Минерал	1	2	3	4	5	6	7
Эпидот	52,4	62,5	69,3	75,6	65,8	51,3	50,5
Ставролит	19,7	13,3	5,5	3,0	2,6	2,3	1,4
Гранат	11,5	7,2	4,3	4,1	4,4	3,0	4,9
Кианит	3,9	2,3	1,2	1,1	1,1	1,1	1,2
Турмалин	2,5	2,1	1,0	1,1	0,9	0,5	0,5
Лейкоксен	1,3	1,7	1,5	1,4	2,0	2,5	1,5
Амфиболы	0,8	0,8	0,9	1,1	1,5	1,3	0,8
Пироксены	0,6	0,8	1,6	0,6	2,0	2,1	1,5
Лимонит	3,5	4,4	3,9	2,7	3,6	8,4	12,9
Сфен	0,2	0,2	0,5	0,6	0,7	1,2	1,4
Рутил	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,9	1,4
Ильменит	1,3	1,5	2,6	2,4	4,4	9,2	14,4
Хромит	1,2	1,4	3,1	2,5	3,3	5,3	2,7
Циркон	0,3	0,3	0,5	0,3	0,9	2,0	2,9
Магнетит	0,3	0,3	0,9	0,6	1,2	1,6	0,3
Гематит	0,3	0,6	3,0	2,7	4,1	7,8	1,7
Слюда	–	–	–	+	0,1	0,2	0,3

Примечание. Количество образцов – 185; за 100% принято содержание 17 наиболее распространенных минералов; 1 – песчано-гравийно-галечные отложения с крупным песком; песок; 2 – среднезернистый с примесью гравия, 3 – среднезернистый, 4 – средне-мелкозернистый, 5 – мелкозернистый, 6 – суглинок и супесь, 7 – глина.

С реками связано формирование россыпей, т. е. промышленных скоплений зерен полезных минералов в аллювиальных отложениях [139]. Н.А. Шило (1981) различает две группы россыпей: пойменные и внепойменные. Первые (щеточные, русловые, косовые) непосредственно связаны с деятельностью современных водотоков, вторые (террасовые, террасоувальные, водораздельные) – приурочены к отложениям, выведенных из сферы деятельности флювиальных процессов. В плане аллювиальные россыпи обычно лентообразные, по отношению к направлению долины продольные. Встречаются также линзовидные, изометричные, гнездовые россыпи. Длина россыпей изменяется от нескольких сотен метров до нескольких десятков километров, ширина – от нескольких десятков метров до нескольких сотен метров, иногда – до нескольких километров [139]. Гранулометрический состав россыпей изменяется от грубообломочного до существенно песчаного (мелкие валуны 5–10%, галька 30–80%, гравий 10–40%, песок 10–30%, ил 5–10%, глина 1–5%).

2.3.4. Геохимические особенности руслового аллювия

Современные аллювиальные отложения представляют собой достаточно сложные физико-химические системы, характеризующиеся широким диапазоном окислительно-восстановительных (Eh от –200 мВ до +600 мВ) и кислотно-щелочных (pH от 4 до 9) условий [30]. Химический состав аллювиальных отложений, обладая в каждом конкретном случае определенной спецификой, тем не менее практически всегда отличается высокими содержаниями кремнезема (до 70–80% и более) и глинозема (около 5–6%), что является следствием минерального состава аллювия (преобладание кварца, полевых шпатов, присутствие в тонких фракциях глинистых минералов). Содержание прочих петрогенных оксидов обычно невелико (табл. 38–40). Иногда в русловом аллювии отмечаются относительно повышенные количества соединений титана, железа, органического вещества, кальция, магния и калия. Фракция отложений мельче 0,001 мм, как правило, отличается пониженным содержанием кремнезема и повышенным количеством оксидов алюминия и железа. В этих фракциях часто присутствует дисперсный кварц (табл. 41–43).

Дифференциация химического состава аллювия в диагенетическую стадию особенно четко раскрывается в связи с развитием процессов вторичного минералообразования [285, 303 525, 635]. Так, в ходе гипергенного минералообразования при аллювиальном литогенезе происходит концентрирование Si при формировании опала и халцедона, Fe – гематита, гидрогематита, лимонита и др., Mn – вада, псиломелана, оксигидроксидов, Ca и Mg – кальцита, доломита, K и Na – глинистых минералов, P – вивианита, S – при образовании пирита и т. д. Особенно отличаются повышенными содержаниями различных минеральных новообразований отложения заиленных плесов, затонов, пойм и стариц, что оказывает существенное влияние на их химический состав.

Таблица 38. Химический состав руслового аллювия разных рек и песчаных пород, % [703, 725, 726, 783]

Компонент	Песчаные породы**	Нура	Пахра	Инсар	Алатырь	Сура
SiO ₂	73,58	79,90	78,50	83,63	80,47	79,27
TiO ₂	0,34	0,24	0,47	0,33	0,43	0,49
Al ₂ O ₃	6,55	6,66	4,58	5,22	5,60	5,84
Fe ₂ O ₃	2,10	1,28	2,68*	2,03	2,33	2,89
FeO	0,94	1,41	–	0,57	0,80	1,00
MnO	0,044	0,06	0,07	0,078	0,056	0,06
CaO	5,23	1,35	3,17	0,78	0,68	0,78
MgO	1,94	0,62	1,27	0,37	0,59	0,79
Na ₂ O	0,30	2,94	0,71	0,56	0,68	1,08
K ₂ O	2,36	3,36	1,61	1,05	1,48	1,68
P ₂ O ₅	–	0,07	0,27	0,19	0,18	0,18
H ₂ O ⁺	–	0,26	0,82	1,37	1,45	1,55
ППП	2,22	1,73	2,07	3,66	4,56	3,56
S _{свободная}	–	< 0,1	0,02	< 0,1	< 0,1	< 0,1
S _{общая}	–	< 0,1	0,04	< 0,1	< 0,1	< 0,1
CO ₂	–	0,13	2,06	0,50	0,56	0,76

* Сумма Fe₂O₃ + FeO; ** четвертичные отложения, Русская платформа [484]; PPP – потери при прокаливании.

Таблица 39. Петрохимические модули русловых отложений разных рек и песчаных пород

Модуль*	Песчаные породы	Инсар	Алатырь	Сура
Гидролизатный, $Al_2O_3+TiO_2+Fe_2O_3+FeO/SiO_2$	0,08	0,05	0,06	0,07
Алюмокремниевый, Al_2O_3/SiO_2	0,05	0,04	0,04	0,04
Титановый, TiO_2/Al_2O_3	0,05	0,06	0,08	0,08
Калиевый, K_2O/Al_2O_3	0,36	0,23	0,29	0,31
Плагноклазовый, Na_2O+CaO/K_2O	4,2	2	2,2	1,8
Зрелости, SiO_2/Al_2O_3	19	27	24	23
Степени дифференциации, SiO_2/Na_2O+K_2O	43	67	50	37
Показатель зрелости, $Al_2O_3/SiO_2+MgO+K_2O+Na_2O$	0,05	0,04	0,04	0,04
Закисный, FeO/Fe_2O_3	0,99	0,6	0,8	0,8
Окисления, Fe_2O_3/FeO	1,02	1,6	1,3	1,3
SiO_2/R_2O_3	16	22	19	18
K_2O/Na_2O	4,7	1,3	1,5	1
CaO/MgO	1,95	1,6	0,9	1,4
Ферритизации, Fe_2O_3+FeO/SiO_2	0,02	0,01	0,02	0,02

Примечание. Рассчитано по данным табл. 38; здесь и далее расчет модулей осуществлялся согласно [191, 702].

Таблица 40. Средний состав современных речных отложений, % [285]

Фация	Река	SiO_2	Fe_2O_3	Al_2O_3	CaO	MgO	Na_2O	K_2O	CO_2
Русловая	Зап. Двина	90,23	0,85	4,33	1,00	0,47	0,67	1,27	0,02
	Неман	91,02	1,44	3,02	0,63	0,41	0,63	1,14	0,04
	Днепр	92,58	0,95	2,86	0,48	0,17	0,52	1,24	0,13
	Припять	93,93	0,75	1,86	0,31	0,20	0,22	0,56	–
Пой- менная	Зап. Двина	85,56	1,59	5,20	1,43	0,75	0,79	1,53	следы
	Неман	87,17	2,12	3,51	0,60	0,31	0,60	1,41	0,03
	Днепр	87,23	2,05	4,49	0,68	0,29	0,63	1,53	0,23
	Припять	87,98	1,32	3,36	0,55	0,59	0,39	0,92	0,12
Старич- ная	Неман	71,76	2,83	6,69	0,78	0,49	0,62	1,76	следы
	Днепр	88,25	1,55	3,50	0,32	0,12	0,50	1,26	0,24
	Припять	84,16	2,20	3,22	0,66	1,20	0,39	1,00	0,51

Таблица 41. Средний состав литологических разностей речных отложений бассейна Днестра, % [285]

Отложения	SiO_2	Fe_2O_3	Al_2O_3	CaO	MgO	Na_2O	K_2O	SO_3	ППП
Песок	90,25	1,54	3,83	0,48	0,09	0,50	1,35	0,06	1,47
Супесь	79,40	3,39	6,48	0,77	0,22	0,60	1,76	0,24	6,12
Глина	68,30	5,29	10,10	0,93	0,30	0,80	2,36	0,36	10,10
Наилот	65,23	3,44	7,14	1,14	0,30	0,70	1,38	0,78	18,75
Торф	39,94	1,73	4,02	2,12	0,15	0,30	1,00	1,10	50,30

Таблица 42. Петрохимические модули речных отложений бассейна Днестра*

Модуль	Песок	Супесь	Глина	Наилот	Торф
Алюмокремниевый	0,03	0,05	0,09	0,07	0,06
Калиевый	0,39	0,29	0,25	0,21	0,28
Плагноклазовый	1,1	0,8	1,2	2,1	3,9
Зрелости	40	21	12	15	17
Степени дифференциации	67	46	30	42	41
Показатель зрелости	0,02	0,05	0,08	0,06	0,06
SiO_2/R_2O_3	32	16	9	12	13
K_2O/Na_2O	1,8	1,9	1,9	1,4	2,2
CaO/MgO	3	2,5	1,7	2,9	9,6
Силификации	19	10	6	7	6

* Рассчитаны по данным табл. 41.

По давнему, но справедливому и сейчас замечанию А.А. Лазаренко [303], минеральные новообразования в современной аллювии изучены слабо, тогда как их роль в процессах аллювиального осадконакопления и формирования химического состава отложений, особенно в условиях техногенеза, велика. Формированию новообразований железа и марганца, особенно вблизи бере-

гов рек в зоне аэрации грунтовых вод, способствует ежегодный круговорот воды из реки через пойму в аллювий и в виде грунтовых вод назад в реку [575].

Таблица 43. Химический состав современного аллювия, %, фракция < 0,001 мм [64]

Отложения, река	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	K ₂ O	Дисперсный кварц
Заиленный плес, Ока	46,87	0,75	18,04	9,49	0,31	1,75	5,10
Русловая отмель, Десна	48,37	0,70	16,50	11,05	0,27	1,78	1,58
Приречная пойма, Днепр	47,59	0,73	17,18	11,37	0,34	1,75	4,44
Внутренняя пойма, Днепр	48,90	0,71	15,93	10,82	0,22	0,88	2,80
Старица, Днепр	46,78	0,65	14,45	7,60	0,49	2,40	4,30
Старично-болотные, Ока	45,03	0,78	18,88	9,11	0,22	1,64	3,51

Органическое вещество (ОВ), присутствующее в речных отложениях, очень разнообразно и, как правило, генетически сходно с веществом, распространенным в почвах и осадочных породах водосборных территорий (табл. 44). В общем случае оно включает неизменные и частично измененные остатки тканей растений и животных (растительный детрит, корни, бактериальные и грибные клетки), продукты разложения их микроорганизмами, а также тонко рассеянное коллоидное вещество. Как правило, содержание ОВ в современном аллювии невысокое. Значения показателя

Таблица 44. Содержания органических компонентов в осадочных породах [57]

Компоненты	Диапазон концентраций
ОВ в целом	0–2% мас. долей
Кероген	0–2% мас. долей
Углеводороды	0–4000 г/т
Углеводы	0–700 г/т
Жирные кислоты	0–100 г/т
Аминокислоты	0–100 г/т
Пигменты	0–5 г/т

ППП (потерь при прокаливании) чаще всего варьируются в пределах 1–5%. В аллювии рек Европейской равнины содержания С_{орг} (органического углерода) составляют в песках 0,04–0,52%, алевритах 0,34–1,55%, пелитах 0,30–2,88% [303]. Наименьшими содержаниями С_{орг} отличаются песчаные русловые отложения (0,03–0,04%), затем следуют песчаные отложения прирусловых валов (0,10–0,11%). В собственно пойменных отложениях фаций приречной и внутренней

поймы количество С_{орг} составляет в среднем в песках 0,14–0,23%, в крупных алевритах 0,36–0,95%. В мелких алевритах 0,46–1,24%, в пелитах 0,90–1,81%. Максимальные значения С_{орг} характерны для старичных отложений (0,13–14,94%). В русловых отложениях р. Пахры в зависимости от их литологического состава концентрации С_{орг} изменялись в пределах 0,5–1,2% (нижние значения были характерны для песков, верхние – для илистых отложений) [794]. В составе аминокислот, присутствующих в ОВ аллювия крупнейших рек, преобладают нейтральные аминокислоты, а среди индивидуальных аминокислот – аспарагиновая и глутаминовая кислоты; обнаружены лигнин (от сотых долей до нескольких процентов) и продукты его деструкции (преобладают ваниловый альдегид, параоксиацетофенон и параоксibenзальдегид), кетоны, органические кислоты, а также гуминовые кислоты и битумоиды [343]. Суммарное содержание идентифицированных фенолов в отложениях устья Сев. Двины варьировалось от 5,3 до 35,2 мг/кг воздушно-сухого образца, или 0,06–2,88% от С_{орг} [24].

Различные фации аллювия характеризуются своеобразием инженерно-геологических свойств [188–190]. В частности, в песчаных отложениях ряда фаций «прирусловой вал-периферийно-русловая-пляжевая-русловая-базальная» с ростом среднего диаметра, неоднородности и уменьшением глинистых частиц снижаются показатели сжимаемости, объемной массы, углов естественного откоса, возрастает средняя плотность скелета в предельных рыхлом и плотном состояниях; в ряду отложений «болото-старица-пойма» снижаются пластичность, молекулярная влагоемкость, гигроскопическая и естественная влажность и сжимаемость и возрастает относительная и средняя плотность, объемная масса скелета, углов внутреннего трения и сцепление грунтов, что обусловлено увеличением доли монтмориллонита, величины pH и уменьшением Eh; в ряду «супесь-суглинок-глина» увеличиваются пластичность, плотность, гигроскопическая влажность и снижается величина угла внутреннего трения и модуля отложений, что связано с ростом содержания в них глинистых минералов, органического вещества и карбонатов; вниз по долине (от истоков к устью) в связи с дифференциацией состава аллювия снижаются величины объемной

массы скелета, модуля осадки песков, увеличиваются углы естественного откоса и внутреннего трения, растет водопроницаемость песков.

Обычно содержания химических элементов в русловом аллювии существенно не отличаются от их глобальных средних уровней в осадочных породах и почвах, что, однако, не всегда выдерживается для некоторых элементов и(или) нарушается в пределах конкретных речных бассейнов и фациальных обстановок, а также зависит от литологического состава речных отложений. Повышенные концентрации многих химических элементов характерны для отложений стариц, затонов и илистых разностей аллювия (табл. 45–47). Естественно, что уровни большинства химических элементов во взвеси обычно выше, чем в донных (особенно русловых) отложениях.

Таблица 45. Сравнительная характеристика фоновых содержаний химических элементов в донных отложениях, бассейн р. Нуры [701]

Элемент	I		II		Фон в почвах	А, мг/кг	Б, мг/кг
	мг/кг	V, %	мг/кг	V, %			
Литий	26	36	34	23	31	56	32
Бериллий	2	56	2	67	1,5	–	3,8
Бор	11	19	15	40	9	–	12
Фосфор	800	90	1000	76	600	670	930
Скандий	1,1	42	2,7	49	3,5	10	10
Титан	1110	21	1750	19	3500	3800	4500
Ванадий	168	30	175	21	170	105	90
Хром	51	82	65	47	60	72	83
Марганец	221	37	275	39	840	770	1000
Кобальт	9,1	36	16	18	16	14	18
Никель	25	90	27	46	31	52	58
Медь	73	59	80	25	37	33	47
Цинк	38	34	70	33	85	95	83
Галлий	13,4	23	12	26	12	18	19
Германий	1,2	44	1,5	57	1	–	1,4
Мышьяк	3	65	7	68	8	7,7	1,7
Стронций	42	26	55	33	60	320	340
Иттрий	3,5	26	4,6	24	11	–	29
Цирконий	30	85	31	78	100	–	170
Ниобий	3,5	27	3,3	31	5	13	20
Молибден	1,6	49	2,2	89	1,5	2	1,1
Серебро	0,05	27	0,078	31	0,05	0,057	0,07
Олово	3,7	26	2,9	19	3	4,6	2,5
Сурьма	1,3	77	1,5	67	1,5	1,2	0,5
Барий	270	36	160	31	195	460	650
Иттербий	1	75	1	85	1	–	0,33
Вольфрам	1,5	85	2,1	75	1,5	1,7	1,3
Ртуть	0,044	88	0,14	75	0,02	–	–
Свинец	32	11	35	23	40	19	16
Висмут	0,4	90	0,6	67	0,5	0,4	0,009
Кол-во проб	59		25		–	–	–

Примечание. I – типичный русловой аллювий, представленный песчаными отложениями (верховья Нуры); II – фоновые русловые илы (верховья Нуры); V – коэффициент вариации, %; IV – отложения, слагающие борта русла (верховья Нуры); А – среднее содержание в осадочных породах [862]; Б – кларк литосферы [92].

Речные отложения, особенно русловые, закономерно характеризуются незначительными концентрациями макрокомпонентов (главных ионов) в водных вытяжках (табл. 48). Обычно состав поглощенного комплекса находится в прямой зависимости от литологического типа аллювиальных отложений. В частности, во фракции менее 0,001 мм по сравнению с отложениями, из которых она выделена, в поглощенном комплексе отмечено увеличение содержаний кальция в 3 и магния в 2 раза, щелочи имеют близкие значения [285].

Химические элементы присутствуют в донных отложениях рек в разнообразных формах нахождения – сорбционных, карбонатных, органоминеральных, входят в состав кристаллических решеток минералов, связаны с гидроксидами железа, марганца, алюминия и т. д. Они по-разному

накапливаются в различных фракциях аллювия, в большинстве случаев имея выраженную тенденцию к более резкому концентрированию в тонких разновидностях последнего (табл. 49). Так, начиная с частиц аллювия размером менее 0,075 мм и особенно менее 0,01 мм (т. е. во фракции физической глины) наблюдается заметное увеличение концентраций многих химических элементов, что может быть связано как с увеличением степени концентрирования в этих фракциях рудных минералов, так и с сорбционными процессами. Аллювиальные (поровые и подрусловые) воды также характеризуются присутствием заметных количеств химических элементов и их соединений. Как уже отмечалось, существующие в реках разнообразные физические, физико-химические, химические и биогеохимические процессы способны приводить к активному поступлению многих химических элементов и их соединений из русловых отложений и поровых (иловых) вод в водную толщу.

Таблица 46. Сравнительная характеристика фоновых содержаний химических элементов в донных отложениях р. Пахра и р. Москвы [724]

Элемент	р. Пахра		р. Москва, мг/кг	Фон в поч- вах, мг/кг	А, мг/кг	Б, мг/кг
	мг/кг	V, %				
Литий	23	50	28	12,1	56	32
Бериллий	1	47	—	0,3	—	3,8
Бор	48	41	30	38	—	12
Скандий	2,6	38	1,8	2,8	10	10
Титан	2960	29	1900	5990	3800	4500
Ванадий	75	73	35	82	105	90
Хром	51	40	30	45	72	83
Марганец	635	48	470	1250	770	1000
Кобальт	4,9	49	3,5	7,2	14	18
Никель	18	54	16	20	52	58
Медь	30	39	23	26	33	47
Цинк	123	62	75	52	95	83
Галлий	9	42	6	12	18	19
Стронций	31	85	35	27	320	340
Иттрий	18	45	11	18	—	29
Цирконий	290	30	240	420	—	170
Ниобий	10	35	7	15	13	20
Молибден	0,83	73	0,65	0,81	2	1,1
Серебро	0,02	88	0,03	0,057	0,057	0,07
Олово	4,7	63	3	5	4,6	2,5
Сурьма	3	90	—	—	1,2	0,5
Барий	93	59	110	227	460	650
Иттербий	2,3	34	1,5	2,1	—	0,33
Вольфрам	1,8	90	—	—	1,7	1,3
Ртуть	0,01	85	—	—	—	—
Свинец	29	44	22	25	19	16
Висмут	0,25	95	—	—	0,4	0,009
Кол-во проб	85		50	—	—	—

Примечание. Пахра, верховья, русловый аллювий; Москва, верховья, русловый аллювий; V, % – коэффициент вариации, %; почвы – верхний горизонт, бассейн р. Пахры, данные ИМГРЭ (Е.П. Сорокиной); А – среднее содержание в осадочных породах [862]; Б – кларк литосферы [92].

Таблица 47. Уровни химических элементов в отложениях р. Ред (Англия) в зависимости от состава горных пород, слагающих водосбор, мг/кг [839]

Элемент	Минерализованные породы	Неминерализованные породы
Марганец	1020	657
Медь	706	563
Цинк	1590	358
Свинец	775	133
Кадмий	6	4
Железо	57000	39000

Таблица 48. Состав водных вытяжек из аллювиальных отложений, %

Компонент	Арктические и суб-арктические илистые речные пески [159]	Современные отложения [285]		Верхнечетвертичные речные отложения, все фракции, р. Припять [285]
		Днепр	Сож	
Плотный остаток	0,030–0,069	–	–	0,020–0,096
HCO ₃ ⁻	0,005–0,009	0,04–0,14	0,03–0,14	0,005–0,077
Cl ⁻	0,006–0,032	0,00–0,06	0,00–0,02	0,005–0,008
SO ₄ ²⁻	0,020–0,126	0,00–0,10	0,00–0,06	0,004–0,015
Ca ²⁺	0,002–0,010	0,00–0,15	0,00–0,04	0,004–0,024
Mg ²⁺	0,001	0,00–0,07	0,01–0,15	0,001–0,003
K ⁺ + Na ⁺	0,001–0,009	0,02–0,10	0,01–0,03	0,002–0,015

Таблица 49. Микроэлементы в различных фракциях речных отложений бассейна р. Припяти, мг/кг [285]

Фракция, мм	Mn	Cr	V	Cu	Ba	Ti
2–1,5	88	–	6	3	290	290
1,5–1,0	124	–	6	4	160	240
1,0–0,5	111	–	–	7	450	180
0,5–0,25	123	10	12	22	510	210
0,25–0,1	122	27	12	31	520	380
0,1–0,075	154	32	14	15	450	1250
0,075–0,01	820	215	77	25	1150	4720
0,01–0,005	1130	323	86	80	3520	2890
0,005–0,001	880	330	110	82	3710	3260
< 0,001	933	230	65	76	1060	2860

Таким образом, наблюдается довольно ограниченный набор петрографических типов современных русловых отложений равнинных рек, представленных в основном песчаными и песчано-алевритовыми разностями, для которых характерно преобладание мономинеральных кварцевых песков с высокой степенью дифференциации материала, повышенными содержаниями кремния и пониженными алюминия, железа и ряда других элементов. Концентрации большинства химических элементов в современном русловом аллювии обычно находятся в пределах глобальных параметров их распределения (кларков) в осадочных породах и в земной коре.

2.4. Формирование, строение и состав аллювия горных рек

По типу водного питания различают горные реки с ледниковым, снегово-ледниковым, снеговым, снегово-дождевым и подземным питанием. Бассейны даже малых горных рек часто располагаются в областях с различным типом питания, что обуславливает здесь чрезвычайно неустойчивый режим речного стока. Вместе с тем на горных реках, за исключением водотоков с выраженным подземным питанием, достаточно четко устанавливаются два периода: зимний (меженный), когда режим их стабилен и расходы минимальны, и весенне-летний, с неустойчивым режимом и максимальными расходами воды. Тем не менее внутригодовое распределение речного стока в горных районах обычно характеризуется большим разнообразием [95]. Здесь даже при одном и том же количестве осадков наблюдаются существенно разные величины стока [282]. Это указывает на то, что характер потерь на испарение и фильтрацию в разных горных областях различен.

В общем случае водный баланс и водный режим горных рек в большой степени обуславливаются высотным положением речных бассейнов. Поскольку с изменением высоты местности изменяются климатические условия, то наряду с этим происходит смена и всех остальных природных условий, в том числе и гидрологических. Тем не менее огромная роль при этом принадлежит ориентировке горных хребтов и возвышенностей в отношении направления воздушных течений. Поэтому при одних и тех же высотах, но разных ориентировках местности водный баланс и режим стекающих с них рек оказываются существенно различными. Вместе с ростом высоты местности, т. е. с переходом от горно-степной к горно-арктической зоне, довольно резко возрастает доля половодья в общем годовом стоке (табл. 50). Одновременно наблюдаются внутризональные измене-

ния сезонного стока (табл. 51). При этом, несмотря на большие различия в разных горных областях абсолютных значений сезонного стока, относительные его значения оказываются довольно близкими между собой. Объем стока зависит также от степени развития в пределах бассейна сезонных и высокогорных снегов и ледников [538]. Собственно ледниковое питание составляет значительную долю суммарного стока (до 80% и более) лишь в самых верховьях рек, поднимающихся к снеговой границе, т. е. вблизи концов ледников. По мере удаления от ледника в водосборный бассейн реки включаются области, покрытые лишь сезонными снегами, и доля ледникового и высокогорно-снегового питания падает. Тем не менее, несмотря на относительно небольшую роль ледникового стока в питании рек, значение его в режиме рек исключительно велико, так как он увеличивает водоносность рек в наиболее жаркое время года.

Таблица 50. Зональные изменения величин сезонного стока рек Кавказа, в процентах от годового [282]

Гидрологическая зона	Весенний (половодье)	Летне-осенний	Зимний
Горно-арктическая	80	15	5
Горно-лесная	60	30	10
Горно-степная	55	30	15

Таблица 51. Внутризональные изменения величин сезонного стока [282]

Горные области	Сезонный сток, % от годового		
	Весенний (половодье)	Летне-осенний	Зимний
<i>Горно-арктическая зона</i>			
Большой Кавказ	80	15	5
Средняя Азия	80–95	10	10–5
Алтай	90	5	5
Северо-Восток России	90	5	5
Камчатка	65	20	
<i>Горно-тундровая зона</i>			
Урал	65	25	10
Путорана	65	30	5
Северо-Восток России	60	35	5
<i>Горно-лесная зона</i>			
Урал	60	30	10
Северо-Восток России	50	50	< 0,1
Камчатка	50	35	15
Большой Кавказ	60	30	10
Средняя Азия	70	20	10
Алтай, Зап. и Вос. Саян	70	20	10
Забайкалье (Патомское нагорье)	55	30	15
Приамурье и Приморье (Сихотэ-Алинь)	50	40	10
<i>Горно-степная зона</i>			
Малый Кавказ	55	30	15
Средняя Азия	50	30	20
Забайкалье	40	50	10

Долины горных рек развиваются в сложной геологической обстановке, характеризующейся интенсивными тектоническими движениями, чередованием резко выраженных структур и разнообразием литологического состава горных пород (обычно с преобладанием скальных). Это во многом определяет специфичность протекающих здесь русловых процессов и материальных продуктов аллювиального седиментогенеза. Главными особенностями водных потоков горных районов, играющими первостепенную роль в механизме руслового процесса, являются их высокая кинетичность, волновой характер прохождения паводков, соизмеримость их глубин с крупностью русловых отложений [626]. В зависимости от величины продольного уклона гидравлический режим горных рек изменяется в достаточно широких пределах, что и определяет заметное разнообразие условий развития русловых форм, транспорта и аккумуляции наносов, их вторичного перемещения.

Высокая кинетичность потока обуславливает высокую эрозионную и транспортирующую способность горных рек, что сопровождается увеличенным расходом твердых наносов: резкое

преобладание транспорта твердых веществ над растворенными является важнейшей спецификой речного стока в горных районах (табл. 52). Велика также роль влекомых наносов, которые могут составлять от 10% (паводки) до 70–90% (межень) в общем стоке [569, 606]. В среднем соотноше-

Таблица 52. Соотношение между массой твердого и растворенного стока рек Северного Кавказа, млн т/год [383]

Река	Растворенный	Твердый	Отношение твердого к растворенному
Кубань	6,62	9,2	1,39
Малка	1,39	5,2	3,78
Баксан	0,60	4,4	7,35
Терек	2,76	25,4	9,2
Сулак	3,41	19,0	5,75
Самур	1,42	8,0	5,64
Кума	0,29	0,81	2,8
Калаус	0,04	0,28	7,0

ние транспорта растворенных, взвешенных и влекомых веществ выражается, например, для рек Северного Кавказа цифрами – 1:6,22:0,86 [559]. Интенсивность проявления эрозионных процессов во многом определяется высотной зональностью [309]. Горные реки характеризуются частой сменой условий транспорта и аккумуляции наносов, что обусловлено резкими перепадами уклонов вниз по руслу

(из-за чередования порогов и водопадов). Годовой ход мутности речных вод обычно в общих чертах согласуется с водным режимом. Наиболее активное перемещение потоком обломочного материала происходит во время прохождения паводков, формирующих быстрые и значительные подъемы уровней воды за очень короткое время [340]. Мутность рек во время паводков изменяется довольно резко, что обусловлено малым временем добегания паводковых вод по крутым склонам долин и локальным выпадением ливней в верховьях притоков [203]. Например, в реках бассейна Байкала средняя мутность воды определяется геолого-геоморфологическими условиями водосборов и изменяется от 20 (нижние участки прибрежных хребтов и байкальских террас) до 100 (районы развития лессовых и песчаных грунтов в бассейне р. Селенги) мг/л [97]. Как показано Л.К. Власовой [97], на реках бассейна Байкала максимальный сток наносов может превышать средне-многолетние его значения в 3,6 раза, сток наносов маловодных лет отличается от среднего многолетнего в 30–40 раз. Внутригодовое распределение стока взвешенных наносов тесно связано с внутригодовым распределением жидкого стока и зависит от условий формирования гидрологического режима рек. Наибольший сток влекомых наносов (77–98% годового объема) приходится на паводки. В Карпатах мутность рек изменяется от 50 до 500 г/м³, в горной части Крыма от 25 в пределах Главной гряды до 1000 на склонах, покрытых флишевыми отложениями, в Зап. Закавказье от 50–100 до 100–250, в пределах восточной части Большого Кавказа от 2500–5000 до 5000–10000, в пределах Уральских гор – 10–500, на Алтае и в Саянах от менее 25 до 100, в межгорных котловинах 100–250, на Дальнем Востоке < 50, в предгорьях Алтая – от 250–500 до 500–1000, на Камчатке до 250–500, в горных районах Сахалина до 50–100 г/м³ и более [555].

Горные реки характеризуются бурным характером течения по всей длине в паводок, в меженные периоды – обычно на отдельных участках (в основном на порогах и перекатах). Бурность потока является функцией водности реки, т. е. при малой глубине и большой шероховатости русла (развитие крупнообломочного аллювия) поток имеет при больших уклонах спокойное течение, а при увеличении глубины (и соответственно расхода воды) бурное течение наблюдается у потока при меньших уклонах. Течение горных рек отличается турбулентным характером с совершенно другими схемами внутренней циркуляции, нежели аналогичные схемы равнинных рек [626]. При этом характер бурного потока весьма неоднороден. Обычно при сравнительно небольших уклонах бурный поток по всему руслу наблюдается только во время паводков, а в межень на плесах течение сравнительно спокойное. Но, естественно, бурный поток оказывает существенное влияние на морфологию русловых аккумулятивных образований горных рек.

Горные реки по характеру формируемых ими аллювиальных отложений разделяются на три группы [631, 632]: 1) пассивные реки, не образующие существенных аллювиальных накоплений; они представляют собой небольшие водотоки, обычно текущие в V-образных долинах и отличающиеся небольшими расходами воды; 2) более значительные по своим расходам водотоки, которые могут полностью перерабатывать поступающий в их долины обломочный материал; основное перемещение его осуществляется во время паводков; 3) крупные горные реки с наибольшими рас-

ходами воды (до 500 м³/с и более), характеризуются хорошо разработанными долинами, с цикловыми террасами, с развитой местами поймой и пойменным аллювием. В свою очередь, по особенностям морфологии и аккумуляции отложений также различают три основных типа русел [336, 626]: 1) русла горных рек с развитыми аллювиальными формами, отличающиеся наличием в них перекатов, излучин и рукавов; 2) русла с неразвитыми аллювиальными формами, характеризующиеся сравнительно равномерным распределением глубин по длине реки, которая не образует излучин и рукавов; 3) порожиисто-водопадные русла. Указанные типы русел обычно представлены довольно многочисленными разновидностями. Горные реки с относительно спокойным гидравлическим режимом характеризуются образованием аккумулятивных гряд главным образом антидюнной формы. Размеры аллювиальных гряд зависят от крупности аллювия, поэтому на горных реках развиваются только соизмеримые с шириной русла грядовые формы. С увеличением уклона и бурности потока грядовые формы руслового рельефа исчезают, а русла реки отличаются равномерным распределением глубин по всей длине потока, нарушаемым крупными валунами и глыбами, в межень часто поднимающихся над водной поверхностью. Образуется так называемая «гладкая фаза» движения наносов. Участки относительно спокойного течения возникают только лишь при свале течения к скалистым берегам. При очень больших уклонах в русле широко развиваются водопады и пороги, связанные с выходами коренных пород и скоплениями поступающих со склонов крупных обломков и всецело определяющие морфологический облик русла. Порожиисто-водопадные реки характеризуются наибольшими значениями шероховатости русла и одновременно максимальным развитием застойных зон в потоке, что связано с преобладанием галечных и валунных наносов, обуславливающих формирование между валунами «водяных подушек», над которыми скользят верхние слои, не вовлекая придонные в общие круговорот [626]. Обычно распространение тех или иных типов русел в горных районах подчиняется высотной поясности. В высокогорном поясе преобладают порожиисто-водопадные русла, в среднегорном – русла с неразвитыми аллювиальными формами, в низкогорном – с развитыми аллювиальными формами, в предгорьях распространены полугорные русла; здесь же могут формироваться аллювиальные конуса выносов. Тем не менее отчетливая связь уклонов и типов русел присуща только рекам с площадью водосбора более 100 км² [626]. У рек с меньшим размером бассейна она часто затухивается местными условиями (особенно литологическими особенностями горных пород).

Основная транспортно-эрозионная работа на горных реках осуществляется в паводки. Тип русла в существенной мере определяет количество транспортируемых реками твердых наносов. В силу известных причин реки с порожиисто-водопадным типом русла переносят намного большее количество грубых наносов (табл. 53). Еще одна особенность таких рек – отсутствие связи между продольным уклоном и крупностью наносов [626]. Многие из этих рек представляют собой временные водотоки, образующие верхние звенья речной сети.

Таблица 53. Годовой сток твердых наносов малых рек Кавказа с разным типом русла [341, 342, 626]

Тип русла	Река	Количество наносов, т (среднее значение)	
		общее	в том числе размером > 2 см в диаметре
Порожиисто-водопадный	Холодная речка	3610	1530
	Чигирипш	3610	1724
	Цихрева	4500	1950
Аллювиальный	Ацквара	890	309
	Псырцха	655	0
	Пшап II	1160	434

Реки с порожиисто-водопадным типом русла характеризуются частой сменой условий транспорта и аккумуляции наносов как по длине водотока, так и в сезонном разрезе. В руслах таких рек, особенно с большими уклонами, при резких паводках расходы наносов в 2,5–3 раза больше, нежели при тех же самых расходах воды, но при медленном изменении уровней [340], что свидетельствует об их высокой транспортной способности. Резкие паводки практически всегда отличаются от обычных намного большей мутностью водного потока. Тем не менее массовое движение руслообразующих наносов на таких реках происходит лишь в отдельные годы, когда наблюдаются

особенно бурные и многоводные паводки [626]. В большинстве случаев перемещается лишь небольшое число обломков сравнительно малых размеров, т. е. заметные изменения в морфологии русла горных рек происходит сравнительно редко. С перемещением крупных обломков начинает перемещаться и значительное количество мелкого материала, для которого эти обломки служили преградой, создавая зону подпора, где происходила аккумуляция наносов. Горные реки с развитыми аллювиальными формами характеризуются наличием в руслах перекатов, образованных побочными [626]. При этом постоянство зон скопления наносов обуславливает устойчивое их положение, а транспорт наносов осуществляется путем переноса отдельных галек и валунов с одной гряды на другую. Морфологический облик русла и его переформирования зависят от ширины дна долины и литологии слагающих коренные берега пород. В горных ущельях реки образуют вынужденные излучины, в широких горных долинах – свободные меандры, в зоне предгорий и внутригорных котловин они обычно дробятся на сложную систему рукавов. В реках аллювиального типа, для которых характерна сортировка наносов по длине русла, а также в зависимости от уклона, галечно-валунный материал образует перекааты, побочни, косы и другие грядовые формы. Этот материал образует в русле своеобразную отмокту, разрушающуюся только в тех случаях, когда поток достигает размывающих скоростей. В руслах с неразвитыми аллювиальными формами перекааты отсутствуют.

Важнейшие особенности состава и строения горного аллювия прямо связаны с характером слагающих водосбор горных пород и почв, типом выветривания и интенсивностью склоновых процессов, а также с условиями переноса и отложения осадочного материала в русле рек. В горно-рудных районах геохимические характеристики речных отложений во многом зависят от геолого-геохимических особенностей месторождений, вмещающих рудные тела горных пород, характера эрозионного среза рудных полей и месторождений, ландшафтно-геохимических условий развития вторичных геохимических ореолов и потоков рассеяния. В.П. Зверев [202] для условий Юго-Западного Кавказа различает три основных фациальных среды современного осадконакопления, обусловленных высотным положением водосборов рек: перенос материала, перенос и осадконакопление, осадконакопление. Речные воды, осуществляющие в основном транспортировку минерального вещества, характеризуются существенными колебаниями величины pH (4–9), общей минерализацией (0,05–1,8 г/л), а также концентраций K, Na, Mg, Ca и Si – химических элементов, входящих в состав основных породообразующих минералов. Таким образом, минеральное вещество при переносе находится в весьма разнообразных гидрохимических условиях, что приводит к различному характеру его преобразования.

А.А. Чистяков [632] под фацией горного аллювия подразумевает «реально существующий комплекс отложений, отличающийся составом и гидродинамической обстановкой накопления от соседних аллювиальных отложений того же возраста» и различает три группы основных фаций аллювиальных отложений: русловую, пойменную и фацию перемычек. Преобладающее развитие имеет русловой аллювий, представленный валунами и галечниками различной крупности. Как правило, его формирование происходит преимущественно во время паводков, в особенности катастрофических, когда отмечаются наиболее интенсивные русловые переформирования. Пойменный аллювий, имеющий подчиненное значение, по литологическому составу относится к песчано-гравийно-мелкогалечным и (реже) суглинисто-супесчаным отложениям. Образование фации перемычек, представленной преимущественно песчано-гравийными отложениями, связано с перегородившими горные долины разнообразными перемычками. Состав (гранулометрический и петрографический) руслового аллювия малых водотоков I–III порядков в существенной степени формируется при ведущей роли снесенных со склонов отложений [53]. Для рек IV и более высоких порядков роль склонов в непосредственном питании рек обломочным материалом снижается, происходит активный транзит обломочного материала и прослеживается его селекция по размерам, удельному весу, петрографическому и минеральному составам.

В горных областях в реки поступают не только взвешенные, тонкие частицы, но и огромное количество влекомого, крупнообломочного материала. В большинстве случаев крупный материал, вес которого заметно превышает подъемную силу потока, отлагается вблизи места поступления его в русло. Более мелкие частицы способны мигрировать на значительные расстояния. Крупные

частицы активно перемещаются во время паводков или в результате аблювиального эффекта. При соответствии транспортирующей способности потока и веса частиц последние включаются в транспорт наносов, причем относительно крупные из них входят в состав руслообразующей фракции [658]. Этой фракции принадлежит активная роль в создании аллювиальных отложений, выстилающих ложе потока и слагающих формы руслового рельефа. Почвенная составляющая в формировании взвешенных наносов горных рек в высокогорьях обычно проявляется слабо, ее роль, как правило, существенно возрастает в направлении предгорий [247]. Это обуславливает обогащение речной взвеси гумусом, калием, азотом и фосфором. В большинстве случаев вниз по потоку происходит уменьшение крупности частиц аллювия, поэтому в горах часто формируются своеобразные высотные пояса (зоны), в пределах которых реки характеризуются определенным составом (по крупности) русловых наносов [440]. Этому способствует измельчение твердого материала, переносимого реками. В отдельных случаях подобная зависимость нарушается (особенно при интенсивном поступлении склонового материала в русло реки, протекающей в узких долинах). Очень часто связь с продольным профилем и крупностью наносов совершенно отсутствует, поскольку последняя определяется в данном случае размером поступающего со склонов долин материала и особенностями его перемещения под влиянием гидростатического напора и аблювиального эффекта, т. е. факторами, не связанными с уклоном русла [626]. Самой плохой сортированностью характеризуются порожиисто-водопадные русла с максимальными уклонами продольного профиля [658]. Лучшей сортированностью аллювия отличаются реки с развитыми аллювиальными формами, а также полугорные реки. В минеральном отношении аллювий горных рек представляет собой продукты разрушения коренных пород водосборных территорий. Например, в алевритовой фракции русловых и пойменных отложений рек Большого Кавказа преобладают обломки гранитоидов (до 35%), андезито-базальтов (15%), алевролитов 910%), карбонатов (5%), кварца (до 20%), а также зерна калиевого полевого шпата, плагиоклазов, роговой обманки, биотита и мусковита. Глинистая фракция современных отложений рек представлена гидрослюдой, хлоритом, смектитом и смешанослойной гидрослюдой-монтмориллонитом.

Специфика гидрологического режима и русловых процессов горных рек мало способствуют аккумулярованию тонких фракций аллювия. Тем не менее высокая шероховатость русла многих горных рек способствует образованию в бурном потоке между валунами застойных зон, играющих роль «водяных подушек», над которыми скользят верхние слои, не вовлекая придонные в общий кругооборот воды [626]. Такие застойные зоны являются местами аккумуляции более мелкого материала, как правило, обогащенного химическими элементами. Кроме того, в прибрежной части потока в межень и над затопленной валунной отмелью, где глубины в паводок наименьшие, сопротивление движению воды, оказываемое отдельными валунами, увеличивается, и поэтому периферические части горного потока почти всегда имеют спокойное течение. Здесь также может аккумуляроваться более тонкий материал. Аккумуляции наносов способствуют и разнообразные перемычки, образующиеся на горных реках. О.В. Виноградова [94] установила, что гряды и западины ложа горных и полугорных рек являются аналогами плесов и перекатов на равнинных реках, однако вследствие их выработки в скальных породах они не перемещаются. Такие западины являются местами постоянной аккумуляции.

Химический состав горного аллювия обычно отражает состав коренных пород и почв водосборов и при отсутствии рудных зон и зон минерализации в пределах водосборных территорий и речных долин близок показателям глобальных геохимических характеристик (табл. 54). В горно-рудных районах в отложениях временных и постоянных водотоков формируются геохимические потоки рассеяния, отличающиеся повышенными и даже высокими концентрациями химических элементов, уровни содержания которых значительно превышают местный и региональный фон. Это обусловлено деятельностью эрозионных и склоновых процессов (в основном поступление механических продуктов разрушения руд, первичных и вторичных ореолов и рудоносных пород), а также может быть связано с выходами минерализованных подземных вод (преимущественное поступление растворенных веществ). Состав ассоциаций химических элементов, накапливающихся в аллювии, в большинстве случаев хорошо коррелирует с элементным составом дренируемых месторождений [440, 878]. В пространственном (латеральном) плане в потоке рассеяния характерно

наличие двух участков – головной части потока (на котором поступают рудные вещества) и шлейфа, где происходит перенос поступившего в поток рудного материала. Головная часть отличается резким, скачкообразным возрастанием концентраций элементов в отложениях с закономерными их колебаниями. Протяженность ее зависит от размеров месторождений и положения русла по отношению к долине. В вертикальном разрезе рудогенные потоки рассеяния отличаются развитием двух горизонтов – нижнего (образован осадками более древних русел) и верхним (горизонт русловых и пойменных отложений). Потоки рассеяния современных русел находятся в тесном взаимодействии с потоками рассеяния поймы. Есть сведения о более интенсивных (по содержанию химических элементов) потоках в грубообломочных отложениях, нежели в тонких фракциях аллювия горного [440, 907]. В непосредственной близости от месторождения (рудных тел) рудный материал преобладает в более крупных фракциях отложений. По мере удаления от рудного объекта, из-за истирания рудного материала, его относительная доля в крупной фракции уменьшается. При переходе от головной части к шлейфу нередко наблюдается быстрое, а затем постепенное уменьшение содержания химических элементов. Очень часто формируются так называемые прерывистые потоки рассеяния, характеризующиеся наличием нескольких экстремумов. Фиксируемая неоднородность распределения металлов в потоках рассеяния горных районов объясняется несколькими причинами, основной из которых является неравномерность денудационных процессов [383]. По мере удаления от коренного источника взаимоотношения и характер корреляционных связей между содержаниями рудных элементов в русловых отложениях отличаются от характеристик коренного оруденения [363]. Обычно наибольшая степень схождения характерна для водотоков 1–2 порядков. Материалы, приводимые В.В. Поликарпочкиным [440], свидетельствуют, что протяженность потоков рассеяния в отложениях горных и полугорных рек в зоне влияния разных типов месторождений обычно составляет до 1–3 км, иногда до 10 км, редко больше. В высокогорных ландшафтах Центрального Кавказа протяженность потоков рассеяния Pb в аллювии составляет 0,6–1,5 км, максимальная – 2,5–3 км. Для других металлов (Cu, Zn) протяженность (прерывистых) потоков составляет всего лишь 0,1–0,3 км [383]. В донных отложениях р. Халюты и ее притоков, дренирующих Халютинское рудное поле (редкоземельно-стронциевые проявления), отмечались незначительные по интенсивности аномалии свинца, стронция, бария, циркония, ниобия, марганца, бериллия (с превышением кларка осадочных пород в среднем в 1,5–2 раза), тяготеющие к рудным телам и перспективным на карбонатитовое оруденение участкам.

Таблица 54. Региональные фоновые содержания химических элементов в почвах (горизонт А) и русловом аллювии, Восточное Забайкалье, мг/кг [128]

Элемент	Горная тайга		Горная степь		Коренные породы	Кларк литосферы [92]
	Почва*	Аллювий	Почва**	Аллювий		
Бериллий	3	3	3	3	3	3,8
Фтор	800	800	750	750	–	660
Бор	35	30	25	25	20	12
Скандий	8	7	6	4	5	10
Титан	4500	4000	3500	4500	–	4500
Ванадий	80	80	80	80	70	90
Хром	60	60	50	45	50	83
Марганец	1100	900	900	1000	800	1000
Кобальт	11	8	9	7	8	18
Никель	25	20	20	25	20	58
Медь	35	35	30	30	25	47
Цинк	110	80	70	60	60	83
Галлий	20	20	15	16	–	19
Рубидий	130	100	160	140	90	150
Иттрий	30	30	25	25	–	29
Цирконий	200	250	250	300	210	170
Молибден	2	2,5	2	2,5	2	1,1
Олово	3,5	3	3	3	2,5	2,5
Барий	700	700	700	700	700	650
Свинец	35	40	30	35	30	16

* Горные мерзлотно-таежные; ** горные черноземы.

Формирующиеся в аллювиальных отложениях горнорудных районов рудогенные потоки рассеяния характеризуются определенной формой в плане и мощностью по вертикали. По данным [440], в типичных случаях они имеют форму вытянутых по долине лент, в окончаниях суживающихся и выклинивающихся в виде языков. Максимальные концентрации химических элементов приурочены к срединной линии долины, по мере приближения к склонам они снижаются до уровней, характерных склоновым образованиям. В местах поступления рудного вещества фиксируются повороты потоков рассеяния к коренному источнику. Если в долине расположено несколько источников рудного вещества, то каждый из них отмечается площадной аномалией в аллювии, расположенной у соответствующего склона. В результате общий поток рассеяния проявляется в виде сгущений, разделенных зонами с пониженными содержаниями элементов. В районах развития ртутных месторождений и ртутной минерализации достаточно интенсивные аномалии фиксируются практически во всех компонентах водной среды, депонирующих ртуть [691] (табл. 55).

Таблица 55. Средние концентрации ртути в различных компонентах водных систем бассейна р. Катунь, мг/кг (в скобках – коэффициент аккумуляции относительно воды) [422]

Река, место	Взвесь	Донные отложения	Фитобентос	Зообентос	Рыба
Ярлы-Амры, устье	153 (140000)	157 (140000)	49 (44000)	15 (14000)	–
Чибитка, устье	142 (700000)	90 (4500000)	24 (120000)	18 (90000)	–
Чуя, устье	16 (280000)	0,5 (9000)	1,5 (26000)	0,58 (10000)	–
Катунь, устье	1,1 (55000)	0,21 (11000)	0,16 (8000)	0,08 (4200)	0,15 (7500)
Чемал, до водохранилища	5,3 (240000)	0,044 (2000)	–	0,33 (15000)	0,04 (1800)
Чемал, водохранилище	5,58 (620000)	0,03 (1800)	0,053 (3100)	–	–
Катунь, Анос	1,3 (87000)	0,14 (9000)	0,18 (12000)	0,06 (3700)	0,07 (4700)
Сараса, устье	1,37 (24000)	0,29 (5200)	0,092 (1600)	0,33 (5900)	–

В.В. Поликарпочкин [440] различает в рудогенных аллювиальных потоках рассеяния следующие группы форм нахождения химических элементов: 1) первичные и вторичные рудные минералы, а также различного рода (изоморфные и иные) примеси в других минералах; 2) солевые формы в твердой фазе, обусловленные сорбцией элементов дисперсным материалом, захватом их образующимися в зоне гипергенеза, в том числе в самих реках, отложениями и тому подобными процессами; 3) водные растворы (иловых вод); 4) нахождение в гидробионтах (бентосе). Первичные и вторичные минералы могут находиться в составе обломков руд, горных пород, в виде свободных зерен, в результате чего в реках формируются шлиховые потоки рассеяния и аллювиальные россыпи. Содержание легкорастворимых (водорастворимых) соединений элементов в горном аллювии обычно очень мало. Достаточно отчетливо выражены обменные формы. Характерна связь рудных элементов с органическим веществом и гидроксидами железа [263–265].

2.5. Русловые илы

В составе руслового аллювия равнинных и даже горных (особенно полугорных) рек наряду с хорошо промытыми песками присутствуют, как уже отмечалось выше, и иные литогенетические типы отложений. Так, на спаде воды в пределах русловой отмели скорости течения резко уменьшаются, особенно в ее нижней по течению части, что создает условия, благоприятные для осаждения взвешенных в воде алевритового и глинистого материала и органического вещества. Аналогичные гидродинамические условия создаются в заводях, затонах, рукавах; заилении идет также в глубоких плесах. Это приводит к формированию в руслах илистых отложений (речных илов) [263, 272, 302, 303, 440, 701]. Особенно интенсивно илы аккумулируются в летние меженные периоды, но могут активно размываться в половодья и паводки, часто являясь, таким образом, эфемерными образованиями. Ю.А. Билибин [44] наблюдал илы в старых, полуотмерших протоках полугорных рек, а также так называемые береговые илы, аккумулирующиеся в прибрежных зарослях макрофитов. Формирование илистых отложений (наилков) активно происходит на поймах, особенно в весеннее половодье [283]. Илы установлены в реках горнорудных районов, например, в пределах

развития потоков рассеяния сульфидных полиметаллических, молибденовых и золоторудных месторождений Восточного Забайкалья [263, 264].

Процессы образования современных русловых илов и их литолого-химический состав изучены недостаточно полно. Сущность илообразования, по А.И. Перельману [427], заключается в разложении органических веществ и в окислительно-восстановительных реакциях. А.И. Перельман выделяет три типа илов. Окислительные илы образуются там (в том числе, в реках), где господствуют кислородные воды и создаются условия для перемешивания вод. Глеевые илы характерны для озер (и, очевидно, стариц), расположенных во влажном климате, где продуцируется много органики, а сульфатов в водах мало. Здесь развивается восстановительная обстановка без сероводорода (глеевая), Fe^{3+} и Mn^{4+} восстанавливаются, илы приобретают сизую, зеленоватую, серую, охристо-сизую окраску. В глеевых илах не хватает кислорода для окисления органических веществ, их разложение замедляется (типичный пример – сапропель). Сероводородные (сульфидные) илы широко распространены в морях и океанах, озерах степей и пустынь, где преобладают сульфатные воды, развивается десульфуризация, продуцируется сероводород, образуются сульфиды железа. Илы имеют черный, серый и синеватый цвет.

В гранулометрическом отношении речные илы обычно представляют собой тонкий материал, основную массу которого составляют частицы размером 0,01–0,05 (40–50%) и 0,001–0,01 мм (до 10–20%) [263, 303]. Остальное приходится на примесь еще более тонких частиц (до 10–20%) и песчаного материала (2–10%) (табл. 56). Важной особенностью речных илов являются высокие содержания органических веществ ($C_{орг}$ может достигать 9–30%) и глинистых минералов.

Таблица 56. Гранулометрический состав современных русловых илов р. Оки, % [303]

Глубина реки, м	Фракция, мм					
	3–2	2–1	1–0,5	0,5–0,25	0,25–0,1	< 0,10
5,5	0,15	0,24	0,60	4,22	29,35	65,44
4,5	–	–	–	0,48	5,67	93,85
2,8	3,67	0,27	0,41	2,16	18,07	75,42
1,7	–	0,13	0,50	3,54	18,24	77,59
10,0	–	–	0,14	4,30	15,25	80,31

В минеральном составе речных илов преобладают кварц, полевые шпаты, накапливаются слюды, а при наличии карбонатных пород – карбонатные минералы, отмечается высокое содержание органических остатков и глинистых минералов (гидрослюда, каолинит и др.)

(табл. 57). От песчаных разностей руслового аллювия илы отличаются повышенными содержаниями органического вещества, глинозема, гидроксидов Fe и Mn, серы, фосфора, иногда калия (табл.

Таблица 57. Минеральный состав илов, Восточное Забайкалье, % [263]

Компонент	Падь		
	Дутурул*	Монастырская**	Столбовая**
Сумма обломочных минералов, в том числе:	46,0	39,5	45,0
кварц	21,0	18,0	21,0
полевые шпаты	11,6	5,3	12,9
биотит	4,3	0,2	+
мусковит	4,3	+	+
карбонаты породобразующие	+	11,4	4,0
гидроокислы железа и гематит	0,03	1,9	0,27
Гидрослюда и глинистые минералы	15,4	33,0	20,3
Коллоидно-субколлоидная фракция	1,0	1,6	5,2
Органические остатки	37,6	25,9	29,5

* Рудопроявления золота и молибдена; ** полиметаллические месторождения.

58), некоторых микроэлементов (см. табл. 45). Для ряда оксидов и органического вещества наблюдается увеличение их содержания в тонких фракциях отложений (табл. 59). Уровни Na и SiO_2 , наоборот, уменьшаются в тонких фракциях

илов, что, возможно, может быть связано с разбавлением минеральных компонентов органическим веществом и с выщелачиванием и выносом указанных компонентов [263]. Обычно (вне горнорудных территорий) концентрации микроэлементов в речных илах незначительно отличаются от региональных и глобальных параметров их распределения в почвах, осадочных породах, земной коре. Наиболее высокие удельные концентрации микроэлементов, как правило, свойственны

тонким фракциям. Тем не менее, например, основным носителем элементов в речных илах Восточного Забайкалья являются фракции крупнее 0,01 мм, причем нередко существенная часть от общего количества элементов в них связывалась с органикой [263]. Значения многих петрохимических модулей свидетельствуют о близости состава речных илов составу местных почв (табл. 60).

Таблица 58. Химический состав руслового аллювия и почв, % (бассейн р. Нуры) [701]

Компонент	Русловые пески	Русловые илы	Почвы водосбора
SiO ₂	79,90	60,10	56,73
TiO ₂	0,24	0,52	0,66
Al ₂ O ₃	6,66	11,90	13,00
Fe ₂ O ₃	1,28	2,37	4,06
FeO	1,41	2,44	1,80
MnO	0,06	0,09	0,16
CaO	1,35	4,80	3,65
MgO	0,62	1,60	2,30
Na ₂ O	2,94	2,10	1,0
K ₂ O	3,36	2,60	2,35
P ₂ O ₅	0,07	0,13	0,11
H ₂ O ⁻	0,26	1,38	3,58
S	<0,10	0,11	< 0,10
ППП	1,73	8,90	11,50
CO ₂	<0,22	2,80	1,72

Таблица 59. Химический состав ила пади Дутурал, % [263]

Компонент	Общая проба	Гранулометрические фракции, мм				
		1 – 0,1	0,1 – 0,05	0,05 – 0,01	0,01 – 0,001	<0,001
SiO ₂	51,47	64,21	51,80	50,23	46,99	40,90
TiO ₂	0,47	0,95	1,16	1,29	1,02	1,10
Al ₂ O ₃	14,32	13,94	14,68	14,48	16,89	14,71
Fe ₂ O ₃	2,51	0,76	2,31	2,45	3,39	4,70
FeO	2,30	2,52	2,23	2,42	2,49	2,93
MnO	0,20	0,16	0,19	0,17	0,16	0,16
CaO	2,84	2,65	2,75	2,76	2,46	2,31
MgO	1,68	1,35	1,62	1,372	1,90	2,76
Na ₂ O	2,05	3,10	2,09	1,76	1,12	0,44
K ₂ O	2,22	2,27	2,15	2,00	1,96	2,16
P ₂ O ₅	0,30	0,31	0,30	0,30	0,30	0,45
S	0,22	0,22	0,22	0,17	0,18	0,23
ППП	18,57	7,52	19,28	20,00	22,47	23,94
Сумма	100,17	99,86	99,83	99,82	99,19	98,89
С органический	9,01	3,35	9,43	8,88	10,0	11,76

Таблица 60. Петрохимические модули руслового аллювия и почв (бассейн Нуры)*

Модуль	Русловые пески	Русловые илы	Почвы
Гидролизатный, Al ₂ O ₃ +TiO ₂ +Fe ₂ O ₃ +FeO/SiO ₂	0,07	0,17	0,20
Алюмокремниевый, Al ₂ O ₃ /SiO ₂	0,05	0,012	0,13
Титановый, TiO ₂ /Al ₂ O ₃	0,05	0,04	0,07
Калиевый, K ₂ O/Al ₂ O ₃	1,3	0,6	0,5
Плагиоклазовый, Na ₂ O+CaO/K ₂ O	0,5	2,1	2,6
Зрелости, SiO ₂ /Al ₂ O ₃	20	9	8
Степени дифференциации, SiO ₂ / Na ₂ O+K ₂ O	9	9	11
Показатель зрелости, Al ₂ O ₃ /SiO ₂ +MgO+K ₂ O+Na ₂ O	0,04	0,10	0,12
Закисный, FeO/Fe ₂ O ₃	2,5	2,3	0,98
Окисления, Fe ₂ O ₃ /FeO	0,4	0,4	1,02
SiO ₂ /R ₂ O ₃	18	8	6
ППП/SiO ₂	0,001	0,008	0,012
Силификации, SiO ₂ /R ₂ O ₃ +RO+R ₂ O	4,6	2,4	2,4
Ферритизации, Fe ₂ O ₃ +FeO/SiO ₂	0,02	0,05	0,05

* Рассчитано по данным табл. 58.

И.М. Константинова [263, 264] показала, что важнейшими процессами, обуславливающими распределение рудных элементов в речных илах, является поглощение их из раствора органическим веществом и гидрооксидами железа. Определенное значение имеет сорбция элементов глинистыми минералами; не исключено также формирование в илах сульфидов, возможны новообразования некоторых кислородных минералов. Одновременно происходит разложение и растворение первичных и вторичных рудных минералов.

2.6. Выводы

Русловой аллювий равнинных рек представляет собой гетерогенное осадочное образование, аллю- и автохтонные компоненты которого отражают различные физические, химические и биохимические процессы, происходящие в их долинах и руслах и приводящие к его образованию. Геологическое строение и растительно-почвенный покров водосборов создают общий фон, в существенной мере предопределяющий литологические, минералогические и геохимические характеристики современных русловых отложений. В природных условиях образование и морфологическое проявление последних обусловлены направленностью и интенсивностью эрозионно-аккумулятивных процессов, протекающих в пределах водосборного бассейна и непосредственно в руслах рек. Конечный результат сопряженного действия указанных процессов, проявляющийся в накоплении аллювиальных отложений, образующих в реках закономерно построенный и достаточно сложный морфологический комплекс, существенно зависит от гидрологического режима водотоков, который, в свою очередь, определяется взаимодействием факторов, прямо или косвенно влияющих на формирование речного стока. Для формирования химического состава и геохимических особенностей руслового аллювия и его последующих преобразований особое значение имеют механическая дифференциация и фракционирование твердых фаз, физико-химические параметры среды аллювиального осадконакопления и процессы, определяющие поведение химических элементов в водной толще и донных отложениях, а также сезонные изменения водного режима реки, гидравлика водного потока и степень насыщенности его осадочным материалом.

В ходе аллювиального седиментогенеза в зависимости от направленности движения земной коры, рельефа, климата и режима водных потоков обычно меняется лишь динамика процесса аккумуляции и тем самым степень развития и особенности строения аллювиальной толщи. Наиболее хорошо дифференцированным и типично построенным является аллювий крупных и (в несколько в меньшей степени) средних равнинных рек, принадлежащих гумидным зонам. Среди литологических типов русловых отложений, как правило, доминируют мелкозернистые пески. На прирусловых отмелях часто формируется тонкий слой илистых (супесчано-илистых) отложений (наилков). Собственно илы имеют подчиненное значение и чаще всего встречаются в затоках, плесах, старицах.

В современных русловых отложениях равнинных рек установлены около 80 терригенных минералов, но обычно в составе аллювия резко преобладает кварц (до 85–95%), присутствуют полевые шпаты (5–10%), обломки пород (до 2%), среди минералов легкой фракции в значимых количествах чаще всего встречаются также ортоклаз, микроклин, плагиоклаз, глауконит; в тяжелой фракции доминирует ассоциация ильменит-гранат-роговая обманка-эпидот. В тонких фракциях аллювия встречаются глинистые минералы, а в особых условиях осадконакопления в аллювии присутствуют разнообразные диагенетические минеральные образования.

С геохимической точки зрения современные русловые отложения представляют собой относительно сложные физико-химические системы, характеризующиеся довольно широким диапазоном окислительно-восстановительных и кислотно-щелочных условий, основным контролирующим фактором которых является состав отложений. Химический состав последних, обладая в каждом конкретном случае некоторым своеобразием, тем не менее практически всегда отличается высокими содержаниями кремнезема (до 70–80% и более) и глинозема (около 5–6%), что в существенной степени является следствием минерального состава аллювия. Содержания химических элементов в русловом аллювии обычно близки их средним концентрациям в осадочных породах,

почвах и в отложениях конечных водоемов стока, что, однако, не всегда выдерживается для некоторых химических элементов и(или) нарушается в пределах отдельных речных бассейнов и фациальных обстановок, а также зависит от гидродинамических и геохимических условий аллювиального осадконакопления. Несколько повышенные концентрации целого ряда химических элементов характерны для илистых фаций аллювия, а также для относительно редко встречающихся в природных условиях речных илов.

Химический состав горного аллювия отражает состав коренных пород и почв водосборов и (при отсутствии рудных зон и зон минерализации в пределах водосборных территорий и речных долин) близок к глобальным геохимическим показателям (к составу осадочных пород и кларкам литосферы). В горнорудных районах в отложениях временных и постоянных водотоков формируются геохимические потоки рассеяния, отличающиеся повышенными концентрациями химических элементов, уровни содержания которых значительно превышают их региональный фон и глобальные показатели распространенности. Качественный состав ассоциаций химических элементов, накапливающихся в русловом аллювии, в большинстве случаев хорошо коррелирует с элементным составом дренируемых месторождений полезных ископаемых.

В целом для современного руслового аллювия в «нормальных» (фоновых) природных условиях практически повсеместно наблюдается довольно ограниченный набор петрографических типов отложений, представленных в основном песчаными и песчано-алевритовыми разностями, для которых характерно преобладание мономинеральных кварцевых песков с высокой степенью дифференциации осадочного материала, повышенными содержаниями кремния и пониженными количествами глинозема, железа и ряда других компонентов. Уровни содержания химических элементов (микроэлементов, тяжелых металлов, редких и рассеянных элементов) в аллювии, как правило, находятся в пределах глобальных параметров их распределения в осадочных породах и литосфере.

3. Особенности поступления загрязняющих веществ и условия осадконакопления в реках техногенных ландшафтов

В развитии учения о геологической (геохимической) деятельности человека выдающаяся роль принадлежит В.И. Вернадскому, который доказал, что, во-первых, живое вещество (включая человечество) в биосфере играет основную роль и по своей мощности ни с какой геологической силой не может быть сравнимо; во-вторых, преобразование природы деятельностью человека является в основе своей геохимическим процессом, имеет глобальный характер и есть закономерное явление в геологической истории Земли. Способность живых организмов вызывать движение (биогенную миграцию) химических элементов В.И. Вернадский назвал биогеохимическими функциями живого вещества, которые захватывают практически все элементы, распространяются на всю планету, не зависят от территориальных условий и химически отражаются на окружающей организм внешней среде. В качестве особой геологической силы он выделил биогеохимические функции человечества [85, 86]. Оценивая скорость и геологическую значимость биогенной миграции, В.И. Вернадский пришел к заключению, что следует различать: 1) биогенную миграцию атомов 1-го рода для микробов и одноклеточных организмов и 2) биогенную миграцию атомов 2-го рода для многоклеточных организмов. С точки зрения геологической роли биогенная миграция 1-го рода до недавних пор резко преобладала на Земле. В настоящее время человек овладел биогенной миграцией атомов 3-го рода («идущей под влиянием его жизни, воли, разума в окружающей среде»), которая сейчас доминирует на нашей планете [86, с. 247]. Совокупность геохимических и минералогических процессов, вызываемых технической (инженерной, горнотехнической, химической, сельскохозяйственной) деятельностью человека, была названа А.Е. Ферсманом [597] техногенезом, а миграция элементов, обусловленная этой деятельностью, получила название «техногенной миграции».

А.Е. Ферсман считал, что техногенез может быть сведен к следующим основным пунктам [596, 597]: 1) извлечение химических элементов из недр; 2) перераспределение (распыление) их на

земной поверхности; 3) сельскохозяйственная и инженерная перегруппировка химических элементов на поверхности Земли; 4) колоссальное накопление масс, изъятых из естественной обстановки и поставленных в новые геохимические условия, включая образование новых видов химических соединений и геологических образований. Он сгруппировал элементы по особенностям участия их в промышленном производстве и выделил три группы: а) С, Cl, К, Р, N – поступают в промышленный обиход без большого изменения, без сильной концентрации, участвуют в дальнейших химических процессах в том виде, в каком извлекаются из недр; б) Fe, Cu, Pb, Zn, Sn, Al, Ag, Au, Mn – путем сложнейших металлургических процессов обогащаются и переводятся в металлическое состояние; в) S, Ca, Mg – занимают промежуточное положение, лишь частично обогащаются и концентрируются человеком. Основными типами геохимических реакций техногенеза являются: 1) сжигание С, Н, S и их трансформация в CO_2 , H_2O , SO_3 ; 2) выплавка из окисленных и сернистых соединений металлов (Fe, Cu, Al, Zn, Pb и др.); 3) перемещение и создание устойчивых строительных или дорожных материалов; 4) промышленное использование редких и рассеянных элементов; 5) химическая переработка растворимых природных солей.

Согласно Р. Мартину [384], существует пять типов веществ, различающихся своей значимостью для живых систем: 1) необходимые вещества (при недостатке возникают функциональные нарушения, устраняемые путем введения в организм этого вещества); 2) вещества-стимуляторы; 3) инертные вещества; 4) вещества-терапевтические агенты; 5) токсичные вещества (при определенных концентрациях причиняют вред организму, ведут к функциональным нарушениям, деформациям, смерти). В зависимости от концентрации и продолжительности контакта вещество может действовать (в одном и том же организме) по одному из пяти указанных типов. Металлы и металлоиды, играющие биологическую роль, Дж. Вуд и Е. Голдберг [1080] разделили на три группы: 1) легкие металлы, обычно транспортируемые как подвижные катионы в водных растворах (например, Na, K); 2) переходные металлы, которые могут быть токсичными в высоких концентрациях (например, Fe, Co, Cu); 3) тяжелые металлы и металлоиды, которые могут быть необходимы для биологической активности клеток в микроуровнях, но токсичны для них при высоких содержаниях (например, Hg, Sn, Be, As, Se). Для многих элементов известен чувствительный баланс между использованием их для каталитических процессов в клетках высших организмов и биоаккумуляцией до токсичных уровней. Для тяжелых металлов прямая детоксикация в условиях среды обитания в принципе невозможна, поскольку их токсичность часто обусловлена свойствами самого элемента (атома), а не вещества, в состав которого он входит. Г. Спозито [384] считает, что с экологических позиций Cu, Zn, Ag, Cd, Sb, Sn, Hg и Pb представляют собой наибольшую опасность в региональном масштабе, причем наиболее интенсивное накопление в окружающей среде наблюдается для Pb, Hg, Cd и Ag. По данным ООН, наиболее опасными для человека являются Be, V, Cd, Co, Mn, Cu, As, Ni, Hg, Pb, Se, Ag, Sb, Cr, Zn. В локальном аспекте загрязнение среды обитания может быть связано с более разнообразным комплексом химических элементов и их соединений и с ярко выраженной его «геохимической специализацией».

В настоящее время глобальные потоки вещества, обусловленные деятельностью человека, по своим масштабам и интенсивности уже соотносимы с потоками общего осадочного цикла (табл. 61–64). Существенные техногенные нарушения в балансе и круговороте особенно резко проявлены для биофильных элементов (углерода, кислорода, азота, фосфора), тяжелых металлов (Hg, Cd, Pb), некоторых других химических элементов (Na, Cl, As, Se, S), многих органических соединений, а также для осадочного материала. В биосфере формируются глобальные, региональные и локальные потоки так называемых ксенобиотиков, т. е. «чужеродных» (ранее в природе не существовавших) для нее химических соединений (ДДТ, ПХБ и др.) [438, 655, 684, 854]. В последние годы типичными поллютантами в городах и промышленно-урбанизированных районах становятся платиновые металлы [749]. Во многих районах мира наблюдается направленный рост концентраций некоторых химических элементов в окружающей среде, о чем, например, свидетельствуют данные, полученные при мониторинге и хронологическом изучении состава полярных льдов, донных отложений озер и океанов, слоев сфагнового торфа, музейных экспонатов биообъектов и т. п. [389]. В пределах городов техногенные отложения, а также природные отложения, перемещенные с мест естественного залегания, занимают большие площади и характеризуются

значительными объемами (табл. 65). По оценке [270], антропогенные отложения получили планетарное распространение и встречаются на 55% площади Земли. В группе субаквальных антропогенных отложений автор цитируемой работы выделяет «антропогенно-природные осадки естественных водоемов» (речные, озерные, морские и океанические).

Таблица 61. Потоки вещества в биосфере [52, 167, 250, 353, 368, 388, 392, 494, 535, 889]

Основные потоки	Оценка
Годовой сток рек, км ³	~47 x 10 ³
Твердый сток рек в дотехногенный период, т/год	9 x 10 ⁹
Современный твердый сток рек, т/год	~ 24 x 10 ⁹
Химический сток рек, т/год	~ 3 x 10 ⁹
Подземный сток в Мировой океан, км ³ /год	~ 2,2 x 10 ³
Потребление воды, км ³	~ 3-4 x 10 ³
Организованный (канализация) сброс сточных вод, км ³ /год	~ 1 x 10 ³
Индустриальные и городские сбросовые воды, м ³ /год	до 5,5 x 10 ³
Годовое потребление угля, т	~ 5,2 x 10 ⁹
Пыль индустриальная, т/год	~ 0,25 x 10 ⁹
Выемка рудных пород, т/год	5 x 10 ⁹
Объем перемещаемых горных пород, км ³ /год	10 x 10 ³
Аэрозоли и газовые выбросы, т/год	до n x 10 ⁹
Природное поступление серы в атмосферу, т/год	250 x 10 ⁶
Техногенное поступление серы в атмосферу, т/год	90 x 10 ⁶
Ежегодные потери плодородного слоя пахотных земель, т	26 x 10 ⁹
Объем перевозок грузов морским транспортом, т/год	> 2 x 10 ⁹
Живое вещество планеты, т/год	n x 10 ¹⁴
Биомасса, т/год	n x 10 ¹³
В том числе людей и сельскохозяйственных животных, т/год	~ 10 ^{8/9}
Производство пресной воды, км ³ /год	~3
Годовое объем фекалий (в населенных пунктах), т/год	~ 1,5 x 10 ⁹
Годовое потребление угля, т	~ 5,2 x 10 ⁹
Годовое производство удобрений (в туках), т	~ 5 x 10 ⁸
Пыль индустриальная, т/год	~ 0,25 x 10 ⁹
Мусор, отходы, отбросы, т/год	20 x 10 ⁹
Аэрозоли и газовые выбросы, т/год	до n x 10 ⁹
Осадки сточных вод, образующиеся в городах, т/год (сухое вещество)	~ 275 x 10 ⁶
Мировое производство рыбопродуктов, т/год	~74 x 10 ⁶
Масса городов мира (1964 г.), т	~ 22,4 x 10 ⁶

Таблица 62. Образование (перемещение) грунтов в материальном производстве [604]

Вид деятельности, с которой связано образование (перемещение) грунтов	Перемещенные грунты, км ³		
	до 1962 г.	1962–1980 гг.	Всего
Отвалы пород при добыче полезных ископаемых:			
Рудных	704	506	1210
Нерудных	32	58	90
Топливных	125	153	278
Отвалы производственных отходов (шлаки, зола и др.)	9,8	10,3	20,1
Строительство:			
Автодорог	210	6	216
Мелиоративных систем	166**	19****	185
Речных и морских каналов, включая дноуглубительные работы	69	115	184
Сел и деревень	52*	18****	70
Городов	34,6*	16,6***	51,2
Гидроэлектростанций	16,2	20	36,2
Железных дорог	28,2	–	28,2
Линий электропередач и связи	6,4	12,8	19,2
Трубопроводов	4,1	10,9	15
Метрополитенов	1	0,3	1,3
Итого	1458,3	945,9	2404,2

* До 1964 г., ** до 1966 г., *** 1964–1980 гг., **** 1966–1980 гг.; по оценке [483], за период 1962–1988 гг. человеком было перемещено около 1800 км³ горных пород.

Таблица 63. Содержание химических элементов в атмосферном воздухе (аэрозоль), нг/кг воздуха (1 м³ воздуха при 15°C и 760 мм рт. ст. равен 1,226 кг) [903]

Элемент	Фоновые районы		Промышленно-урбанизированные районы	
	Шетландские острова	Антарктида	20 городов Великобритании (среднее)	Центральные районы Южного Уэльса
Al	43	0,67	–	370
As	<0,3	0,006	6,4	15
Br	6,7	1,1	–	320
Cd	<0,8	–	2,8	–
Co	0,040	–	1,4	4,5
Cr	<0,2	<0,03	14	6,1
Cu	<12	0,51	19	57
Fe	40	–	680	940
Mn	1,8	–	31	25
Ni	<2	–	13	66
Sb	0,24	–	7,3	4,0
Se	0,31	0,005	–	2,7
V	1,3	–	17	21
Zn	6,5	0,027	260	310

Таблица 64. Увеличение концентраций фосфора в водном стоке в результате хозяйственной деятельности [266]

Регион	Медианные значения, мкг/л		Соотношение II/I
	Природные воды (I)	Загрязненные воды(II)	
Восточная Европа	23	137,5	6
Западная Европа	32,5	1272	39,1
Северная Америка	35,5	210	5,9
Южная Америка	41,5	163,5	3,9
Южная Азия	27	753,5	27,9

Таблица 65. Распространение техногенных отложений на территории г. Томска [411]

Техногенные отложения	Количественные показатели распространения	
	Показатель	Значение
<i>Природные отложения, перемещенные с мест естественного залегания</i>		
Дамба	Протяженность земляной защитной дамбы р. Томи	11,6 км
	Ширина по гребню дамбы	4,5 м
Насыпи	Протяженность магистральных улиц и дорог	343 км
	Густота дорожной сети в пределах городской застройки	2,2 км/км²
	Территория, занятая улицами, дорогами, площадями	2400 га
Засыпанные отрицательные формы рельефа	Площадь засыпанных оврагов	14 га
	Максимальная мощность отложений засыпанных оврагов	20 м
	Объем отложений засыпанных оврагов	955 тыс. м³
	Площадь засыпанных озер	40 га
<i>Техногенные образования</i>		
Отложения полигона токсичных отходов	Площадь полигона	37,04 га
	Масса отходов на полигоне	22078 т
Твердые отходы ООО «Томскнефтехим»	Площадь накопителя отходов	3,51 га
	Масса отходов в накопителе	15347 т
Золоотвал ГРЭС-2	Площадь	77,50
	Масса отходов в золоотвале	3863719 т
Илы очистных сооружений	Площадь накопителя	28,50 га
	Масса илов в накопителе	11393 т
Твердые бытовые отходы	Площадь полигона ТБО	141,57 га
	Масса отходов на полигоне ТБО	6002328 т
	Площадь несанкционированных свалок	2,93 га
	Масса отходов на несанкционированных свалках	8930,2 т

По оценке [1051], в настоящее время техногенные источники определяют существенную, нередко подавляющую часть тяжелых металлов, присутствующих в современных донных отложениях р. Ганг в пределах урбанизированных центров (табл. 66).

Таблица 66. Соотношение литогенных (Л) и техногенных (Т) фракций металлов в донных отложениях Ганга в различных урбанизированных центрах, % [1051]

Центр, район	Хром		Медь		Цинк		Свинец		Кадмий	
	Л	Т	Л	Т	Л	Т	Л	Т	Л	Т
Канпур	45	55	71	29	55	45	54	46	31	69
Аллахабад	53	47	94	6	93	7	91	9	97	3
Варанаси	49	51	74	26	80	20	91	9	89	11
Лакхнау	57	43	71	29	59	41	54	46	37	63
Дели	30	70	28	72	26	74	36	64	11	89
Агра	39	61	26	74	28	72	24	76	3	97
Урбанизированная аллювиальная равнина Ганга	41	59	51	49	48	52	49	51	23	77

На локальном уровне интенсивность воздействия техногенных источников определяется массой веществ, поступающих на данную территорию (техногенная нагрузка на окружающую среду). Величина нагрузки, образуемой выбросами, стоками и твердыми отходами, зависит как от уровней содержания в них загрязняющих веществ, так и от общего объема их материального носителя. При оценках опасности загрязнения среды обитания поллютантами необходимо учитывать способ их поставки и возможность попадания в воздух, питьевую воду, пищу. Следует различать прямые и отдаленные экологические последствия [500, 508]. С этих позиций выбросы в атмосферу являются сейчас наиболее опасным способом поставки загрязняющих веществ (с прямым экологическим воздействием). Сточные воды в равной степени обладают признаками прямого и отдаленного воздействия. Твердые отходы характеризуются в основном отдаленным воздействием (за исключением случаев использования их в качестве агроулучшителей и т. п.). Практически во всех случаях техногенное воздействие является комплексным по составу загрязняющих веществ источником воздействия на биосферу.

3.1. Условия и факторы формирования водного стока в техногенных ландшафтах

Формирование водного стока в техногенных ландшафтах (городах, промышленно-урбанизированных, горнопромышленных и сельскохозяйственных районах) определяется их гидрологическими особенностями, отражающими специфику водного баланса территорий, в свою очередь обусловленной климатическими факторами, своеобразием условий формирования и режима поверхностного, грунтового и подземного стока, а также масштабами водопотребления и отведения сточных вод. Важнейшей особенностью таких районов является вовлечение во влагооборот на сравнительно небольших территориях значительных объемов воды, нередко поступающей из-за пределов местного водосбора и(или) из не дренируемых местными водотоками подземных горизонтов, которая, после ее использования на хозяйственные нужды (например, города), приобретает иные физико-химические свойства, содержит огромные массы осадочного материала и, как правило, сбрасывается (с предварительной обработкой или – нередко – без нее) в гидрографическую сеть. Для транспортировки воды к местам потребления создаются сложные сети водоснабжения, а для отведения сточных вод и поверхностного стока (дождевого, талого, поливочного и др.) с освоенных территорий и для их очистки – канализационные и дренажные сети, сложные очистные сооружения. Результаты обобщения и анализа имеющихся сведений [300, 329, 338, 448, 530, 617, 618, 699, 713, 714, 731, 735, 742, 933 и др.] по условиям и факторам формирования водного стока в техногенных ландшафтах сводятся к следующим основным положениям.

В результате нарушения естественного теплового режима и из-за загрязнения воздушного бассейна в техногенных ландшафтах изменяется режим атмосферных осадков и испарения. Например, годовая сумма осадков в городах с подветренной стороны за их пределами больше (относительно зональных показателей) на 5–30%, а повторяемость дней с осадками более 5 мм увеличивается с подветренной стороны городских комплексов на 20–40%. Тепловое влияние, связанное с техногенными факторами, приводит к опережению схода снега в промышленно-урбанизированных районах (в среднем на 6–48 дней по сравнению с естественными условиями).

Площадь, в пределах которой промышленный город оказывает влияние на свойства и динамику снежного покрова, в 2–3 раза превышает городскую территорию. Собственно городские территории отличаются специфическими условиями формирования поверхностного, внутрипочвенного, грунтового и подземного стока, что определяется своеобразием подстилающей поверхности, особенностями геологического фундамента, наличием дренажно-канализационных систем. Особенно ярко гидрологическая роль городов и промышленных районов проявляется в том, что занимаемая ими территория отличается экстремальным состоянием проницаемости поверхности, которая намного ниже, нежели в природных условиях. Воздействие непроницаемых территорий на водный баланс таких районов выражается в увеличении доли поверхностного стока (на 25–250% по сравнению с естественными водосборами), в замедлении формирования горизонта грунтовых вод, в снижении испаряемости. Развитие в промышленно-урбанизированных районах техногенных отложений и преобразованных горных пород, характеризующихся специфическими литологическими и физико-химическими свойствами, способствует изменению (обычно уменьшению) инфильтрационного питания грунтовых и подземных вод. Как правило, лишь 30% инфильтрационного питания грунтовых вод формируется за счет атмосферных осадков, остальная часть определяется техногенными причинами и явлениями. В целом для промышленно-урбанизированных районов характерна смена естественного режима грунтовых и подземных вод на так называемый неустановившийся антропогенный режим городского типа. Наиболее масштабные изменения гидрогеологических условий свойственны большим городам и крупным промышленным районам, а также поселениям, где подземные воды используются для промышленного и хозяйственно-бытового водоснабжения. Интенсивная эксплуатация подземных вод обуславливает развитие процессов, вызывающих изменение гидродинамических и геохимических условий в водоносных горизонтах (понижение пьезометрического уровня и образование депрессионных воронок, осушение смежных водоносных горизонтов, изменение качества подземных вод, условий питания и разгрузки водоносных горизонтов, изменение ландшафта и др.). Во многих городах наблюдается повышение уровня грунтовых вод, что сопровождается подтоплением территорий. Нередко оба явления – снижение уровня грунтовых (подземных) вод и подтопление – могут, особенно в пределах крупных городов, проявляться одновременно.

В техногенных ландшафтах резко изменяются природные составляющие водного баланса, прежде всего, за счет увеличения объемов поверхностного стока, снижения доли подземного стока и уменьшения испарения. Большие объемы водопотребления и водоотведения приводят к тому, что структура водного баланса городских территорий претерпевает существенные изменения (табл. 67–70), что сказывается на характере их вещественного обмена. Как правило, водоподача и водоотведение являются главными элементами водного баланса городов и городских агломераций. Резко изменяются и природные составляющие водного баланса освоенных территорий. Сточные воды и поверхностный сток с городских территорий являются важной составляющей водных балансов даже крупных речных бассейнов. Сейчас водный сток многих ручьев и малых рек в техногенных ландшафтах практически полностью формируется за счет поступающих в них промышленных и бытовых сточных вод и/или загрязненного поверхностного стока. В малых и средних реках доля сточных вод, в зависимости от сезона, может составлять от 15–20 до 50–80% от их общего стока (рис. 25, 26). Сток крупных рек, протекающих по промышленно-урбанизированным районам, в среднем на 10% состоит из поступающих сточных вод (разной степени очистки).

Таблица 67. Элементы водного баланса (в мм) территории г. Владивостока [530]

Составляющие водного баланса	Естественный режим (для города в целом)	Центральная часть города, S= 5,8 км ²		Город с пригородами, S= 66 км ²	
		1975 г.	2000 г.	1975 г.	2000 г.
Атмосферные осадки	720	740	740	720	720
Водоподача	0	2500	5000	240	1400
Испарение	430	300	350	400	400
Поверхностный сток в море	210	330	330	300	330
Подземный сток в море	80	40	40	80	80
Канализационный сброс в море	0	2570	5020	180	1310

Таблица 68. Водный баланс (в мм) агломерации г. Владивостока (S=28100 км²) [530]

Составляющие водного баланса	Естественный режим	1975 г.	2000 г.	Максимально возможное изменение
Атмосферные осадки	620	620	620	620
Приток речных вод из-за предела района	40	40	40	40
Водоподача из-за предела района	0	0	30	60
Испарение	440	460	500	540
Поверхностный сток в море	120	110	80	40
Подземный сток в море	80	80	80	80
Канализационный и дренажный сток в море	0	0	10	20
Безвозвратное водопотребление	0	0	10	40

Таблица 69. Водный баланс территории г. Москвы, мм [330]

Показатель	Вся Москва			Центральная часть в пределах Садового Кольца (год)
	Зима-весна	Лето-осень	Год	
Осадки	200	500	700	700
Полный сток	150	150	300	510
Питание подземных вод	27	23	50	350
Поверхностный сток	123	127	250	475
Валовое увлажнение территории	77	373	250	425
Испарение	50	350	400	190
Коэффициент стока	0,75	0,30	0,43	0,73

Таблица 70. Водный баланс (мм) городской и сельской местности [330]

Элементы водного баланса	Москва (в пределах Садового кольца)	Москва (полностью)	Водосбор р. Москвы до Звенигорода
Осадки	700	700	700
Полный речной сток	510	300	200
Подземный сток	35	50	70
Поверхностный сток	475	250	130
Испарение	190	400	500
Валовое увлажнение территории	225	450	570
Коэффициент полного стока	0,73	0,43	0,28
Коэффициент питания подземными водами	0,15	0,11	0,12
Подземный сток, % от полного речного стока	7	16	35

Уменьшение испарения, увеличение поверхностного стока с городских территорий и большие объемы отводимых сточных вод, несмотря на определенное снижение доли подземного стока, как правило, способствуют возрастанию водности рек на выходе из городов. Причинами увеличения годового стока являются: а) увеличение атмосферных осадков над городом, б) увеличение коэффициента поверхностного стока, в) переброска вод из-за пределов бассейна и(или) использование

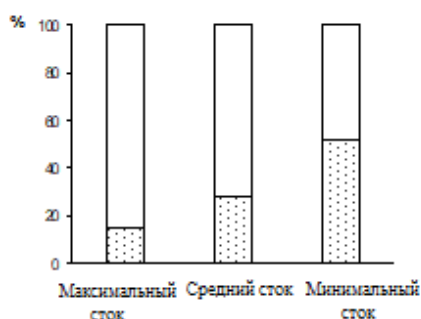


Рис. 25. Доля сточных вод (точки) в годовом стоке р. Пахры в разные по водообильности годы [669].

подземных вод, гидравлически не связанных с местными водотоками. Обычно годовой сток с городской территории больше, чем сток в естественных условиях данного бассейна (на 10–15%, без учета поступающих для водоснабжения из-за пределов водосбора вод). Приращение речного стока за счет увеличения осадков над городом достигает 10%, за счет увеличения коэффициентов стока – до 5% (особенно в тех районах, где в режиме рек значительную роль играет весеннее половодье). В освоенных районах, где объем и режим годового стока определяются ливневыми осадками, его увеличение может достигать 100–200%. С учетом только поступающих из-за пределов водосбора вод или в

результате эксплуатации глубоководных водоносных горизонтов, сбрасываемых в речную сеть после их использования, речной сток увеличивается на 30–40% и более. Использование для водоснабжения подземных вод, гидравлически связанных с рекой, может привести к существен-

ным изменениям водности местного водоприемника, не сказываясь заметно на величине суммарного стока в замыкающем створе бассейна. Постоянные утечки воды из сетей водоснабжения и канализации являются дополнительными источниками формирования водного стока в городах.

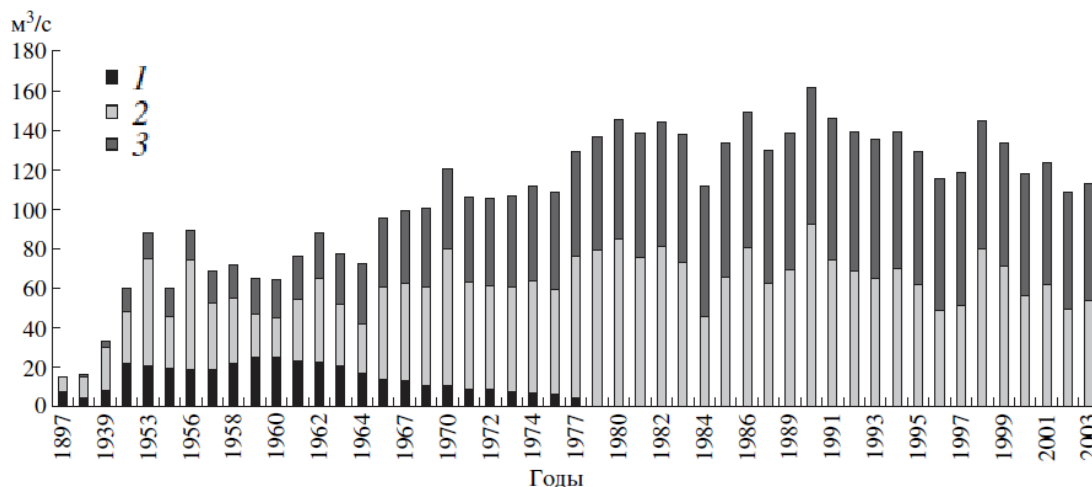


Рис. 26. Изменение соотношения поверхностных вод, формирующих сток р. Москвы на выходе из г. Москвы [648]. Расходы: 1 – неочищенных бытовых стоков, 2 – речных вод без бытовых стоков, 3 – очищенных вод.

При эксплуатации подземных вод, обуславливающей возникновение депрессионных воронок, происходит уменьшение подземного стока в реки и возникновение фильтрации поверхностных и речных вод в водоносный горизонт, что нередко приводит к уменьшению (на 5–25% от годовых величин) водного стока малых и, в меньшей степени, средних рек. Модуль подземного питания рек в таких районах снижается на 50% по сравнению с бассейнами с ненарушенными условиями, а норма общего стока уменьшается на 20%. Поскольку питание грунтовых вод в городе за счет фильтрации дождевых вод обычно меньше, нежели в естественных условиях, то это приводит к определенному уменьшению грунтовой составляющей питания рек.

Урбанизация и хозяйственное освоение территорий нередко способствуют увеличению повторяемости паводков и увеличению их высоты, причем на небольших водосборах максимальные расходы могут возрастать в десятки раз. Обычно объем и максимальные расходы весеннего половодья с территорий больших городов не имеют функциональной связи со снегозапасами и характером предшествующей зимы, хотя в большинстве случаев город оказывает непосредственное влияние на формирование весеннего половодья на значительной территории (нередко совпадающей с зонами загрязнения снежного покрова). Минимальный (меженный) сток в зонах влияния городов может снижаться или повышаться в зависимости от источников и системы водопользования. Тем не менее в пределах городских территорий, как правило, наблюдается внутригодовое выравнивание речного стока, главным образом, за счет сброса в водотоки сточных вод и поступления поливочных вод. Согласно имеющимся оценкам, величина антропогенных массопотоков вод в биосфере стала соизмерима с массопотоками природных вод и, например, уже почти в 2 раза превышает подземный сток через береговую линию океанов и морей. В формировании таких потоков вод заметная роль принадлежит техногенным ландшафтам и особенно водному хозяйству городов, которые характеризуются специфическим гидрологическим режимом, во многом обусловленным особенностями их водного баланса. В структуре последнего важная роль принадлежит канализационному стоку и поверхностному стоку с освоенных территорий.

3.2. Источники поступления загрязняющих веществ в поверхностные водотоки

В настоящее время проблема и последствия техногенного литогенеза обычно рассматриваются в трех основных аспектах. Первый из них связан с выявлением роли хозяйственной деятель-

ности человека (техногенеза) в общей денудации суши, основывается на оценках техногенной (антропогенной) составляющей вещественного стока рек в Мировой океан и таким образом имеет глобальный характер (проблема ускоренной денудации суши и планетарного перемещения вещества). Второй аспект связан главным образом с изучением процессов локально-региональной нивелировки суши (так называемая проблема ускоренной эрозии), когда в качестве главных факторов денудации рассматриваются сельское хозяйство (прежде всего, земледелие и пастбищное животноводство), сведение лесов, горнодобывающая и строительная деятельность человека. Третий аспект касается техногенного загрязнения окружающей среды, что в существенной мере обусловлено специфическим составом включающегося в природные циклы осадочного материала, поступающего от техногенных источников и являющегося материальным носителем разнообразных химических элементов и их соединений (загрязняющих веществ) в количествах, существенно превышающих природную составляющую (образование и поступление в окружающую среду огромных масс сточных вод, пыли, газообразных выбросов, твердых отходов и т. д.).

В хозяйственно освоенных районах поступление в реки осадочного материала и связанных с ним химических веществ существенно превышает природную поставку, характерную для данной природной (ландшафтной) зоны. Значительная масса загрязняющих веществ поступает в поверхностные водотоки с общегородским канализационным стоком. В промышленных городах к нему добавляется локальный канализационный сток. Важным источником поставки поллютантов в водотоки промышленно-урбанизированных и сельскохозяйственных районов является поверхностный сток с их территорий. Характеристики конечных продуктов аллювиального седиментогенеза в зонах техногенного загрязнения в существенной мере зависят от источников и способов поступления и вещественного состава техногенного осадочного материала, участвующего в осадкообразовании, а также от геохимических условий среды техногенного осадконакопления.

3.2.1. Источники и пути поступления загрязняющих веществ в городах и промышленно-урбанизированных районах

С экологической точки зрения современный город, представляющий собой систему элементов, взаимосвязанных структурой, функцией и процессом, отличается наиболее ярким выражением основных проявлений техногенеза: концентрированием на относительно небольшой площади существенных потоков энергии, значительных масс воды и химических веществ и их последующим рассеиванием в окружающей среде. В разных странах мира городские ландшафты занимают от 0,2–0,5 до 6–10% территории; известно значительное количество городов, площадь которых достигает и даже превышает 1000 км². В мире общая площадь урбанизированных территорий составляет более 2%, а вместе с прилегающими территориями интенсивного землепользования – более 13% [1031].

В городах существуют две основные группы источников загрязнения, определяющие способы поставки техногенного осадочного материала и связанных с ним загрязняющих веществ в реки (рис. 27). Первую группу составляют точечные источники, осуществляющие сброс сточных вод в водотоки по системам канализации (канализационный сток города). В большинстве городов таким источником являются общегородские очистные сооружения, принимающие бытовые и производственные сточные воды и сбрасывающие их после очистки в водные объекты (общегородской канализационный сток). В промышленных городах отведение сточных вод, минуя городскую канализацию, производится также с локальных очистных сооружений различных предприятий (локальный канализационный сток). Качественные и количественные характеристики канализационного стока зависят от размера города и численности городского населения, особенностей промышленной инфраструктуры, используемых систем сбора, очистки и отведения сточных вод, а также от специфики предприятий. Отводимые стоки обычно разделяются на три категории: загрязненные, нормативно-очищенные, нормативно-чистые сточные воды. Вторая группа объединяет так называемые неточечные (площадные) источники загрязнения: сток с территории, например города, талых, дождевых и поливочных вод, внутрипочвенный сток и грунтовый сток (поверх-

ностный сток с промышленно-урбанизированных территорий). В некоторых городах значение имеют снегосплав (сброс снега в водотоки), разгрузка загрязненных подземных вод, водный транспорт. В силу известных причин непосредственная поставка загрязнителей в реки с атмосферными выпадениями незначительна, но она играет важную роль в формировании состава поверхностного стока. При наличии в городах дренажной сети поверхностный сток с их определенной части может накапливаться в прудах-отстойниках и затем точечно сбрасываться в водотоки (иногда с очисткой, главным образом, механической и от нефтепродуктов). Тем не менее, с точки зрения условий формирования состава стока, такой способ поставки загрязнителей в водотоки также относится к группе неточечных источников. Как правило, в дренажную (ливневую) канализацию поступают также оросительные и поливочные воды. Качественные и количественные параметры поверхностного стока с городской территории в существенной мере определяются гидрологическими особенностями города, его размерами, благоустроенностью, зависят от интенсивности поступления загрязняющих веществ на подстилающую поверхность и ее характеристик, в свою очередь обусловленных степенью очистки промышленных выбросов, используемыми системами сбора отходов и санитарной уборки городских территорий.



Рис. 27. Основные источники и пути поступления загрязнителей в реки техногенных ландшафтов.

Объемы отводимых в городах сточных вод очень велики, причем удельные показатели водоотведения в крупных и промышленных городах существенно выше, нежели в меньших по численности населения и(или) с менее развитой промышленной структурой городских поселений. Нередко существенная часть сточных вод сбрасывается без очистки или недостаточно очищенными. В пределах городских территорий формируется сложная генетическая структура сточных вод, но, как правило, ведущая роль (по объему) принадлежит сточным водам с очистных сооружений города (табл. 71). В приводимом примере велика роль стоков ТЭЦ (достаточно типичная для многих городов ситуация), в большинстве случаев относимых к категории нормативно-чистых сточных вод. Третью позицию занимает ливневой (поверхностный) сток с жилых территорий. Доля локального канализационного стока невелика, хотя очень часто именно он характеризуется наиболее высокими содержаниями многих загрязняющих веществ.

Сброс городских сточных вод осуществляется круглогодично и в относительно стационарном режиме. Расход собственно бытовых стоков подвержен значительным суточным и сезонным колебаниям, хотя сравнительно равномерное поступление производственных сточных вод в городскую канализацию в определенной мере помогает обеспечить устойчивый расход вод, сбрасываемых с очистных сооружений в водотоки. Значимые колебания расходов сточных вод обычно наблюдаются на коротких интервалах времени (часы-сутки), причем изменения регулярного ха-

рактера зависят от особенностей потребления воды городским населением (типичны утренний и вечерний максимумы) и режима работы промышленных предприятий и очистных сооружений; колебания же случайного характера связаны с просачиванием из канализации (и наоборот, поступлением поверхностных и грунтовых вод в канализационную сеть), а также с аварийными сбросами.

Таблица 71. Поступление сточных вод в поверхностные водные объекты г. Твери [636]

Источники поступления сточных вод	Сточные воды	
	млн. м ³ /год	доля, %
Очистные сооружения города	80,3	32,58
Очистные сооружения предприятий	5,31	2,16
Выгреба предприятий	0,1	0,04
Аварии канализации	0,1	0,04
Ливневые стоки через очистные сооружения предприятий	5	2,03
То же, без очистки (от предприятий)	5	2,03
Ливневые стоки селитебной зоны	41,38	16,79
Все ливневые стоки	51,38	20,85
Стоки ТЭЦ	107,67	43,68
Стоки от неканализованного жилого сектора	1,5	0,61
Обслуживание частного транспорта	0,01	0,004
Автотранспортные предприятия	0,1	0,04
Итого	246,47	100

Поддавляющая часть отводимых в пределах городских агломераций сточных вод по своим качественным характеристикам практически не имеет аналогов в природе. Данное утверждение с полным основанием относится и к нормативно чистым стокам, которые отличаются особым температурным режимом, повышенной мутностью, более высокими содержаниями различных химических веществ. Канализационный сток городов характеризуется высокими содержаниями взвешенных и растворенных форм химических элементов и соединений, часто многократно превышающими их фоновые уровни в речных водах (табл. 72–74). Специфичен состав сточных вод, сбрасываемых с заводских локальных очистных сооружений, которые могут поступать как в городскую канализацию, так и, как отмечалось выше, непосредственно в поверхностные водотоки (табл. 75–77). Важной особенностью состава всех видов сточных вод является выраженная его неоднородность как в годовом разрезе, так и на коротких интервалах времени (часы-сутки-дни).

Таблица 72. Состав сточных вод г. Троицка до и после очистки, мг/л [669]

Показатель	Сточные воды		Фон в р. Пахре
	до очистки	После очистки (сброс в р. Оранку)	
Взвешенные вещества	207	48	16
БПК ₅	184	20	1,4
Медь	0,20	0,18	0,0082
Цинк	0,33	0,33	0,0284
СПАВ	10	1,4	–
Азот аммонийный	10	4,4	0,0012
Эфирорастворимые вещества	21,6	2,8	–

Таблица 73. Взвешенные формы химических элементов в воде ручья Черного, принимающего сточные воды с очистных сооружений Подольска, мкг/л [711]

Элемент	Среднее	Пределы	Фон в речных водах Московской обл.
Хром	29,54	5,1–81,63	5,39
Никель	26,15	2,6–105,1	4,0
Медь	73,63	3,16–211,9	4,6
Цинк	69,84	14,3–130,1	14,6
Кадмий	3,22	0,26–9,04	0,4
Ртуть	0,552	0,001–5,68	0,0029
Свинец	63,5	5,1–469,4	5,8

Примечание. Здесь и в табл. 74 приведены результаты 32-дневного периода наблюдений.

Таблица 74. Химический состав (растворенные формы) вод ручья Черного, принимающего сточные воды с общегородских очистных сооружений г. Подольска, взвешенные вещества, главные ионы и биогенные элементы – мг/л, остальные – мкг/л [711]

Компонент	Среднее	Пределы	Фон в речных водах Московской обл.
Взвешенные вещества	53,11	8,7–238,6	16
NH ₄ ⁺	19,78	6,5–45,0	1,29
NO ₂ ⁻	2,00	0,6–4,0	0,081
NO ₃ ⁻	1,34	0,4–2,4	1,53
PO ₄ ⁻³	0,63	0,37–1,0	следы
SO ₄ ⁻²	2,66	40,0–75,0	27
Cl ⁻	91,31	81,0–133,0	8,1
K ⁺	15,50	8,0–20,0	3,4
Фтор	731	300–800	216
Титан	27	10–151	6,9
Ванадий	1,4	1–8	1,14
Хром	10	1–36	3
Марганец	52	16–173	25
Никель	59	1–102	1
Медь	86,6	5,2–163	8,2
Цинк	51,2	15,6–86,8	28,35
Селен	0,297	0,20–0,40	0,126
Цирконий	4	1–8	следы
Серебро	–	следы–1,25	0,26
Кадмий	36,11	0,22–72	0,24
Олово	2,5	0,1–52	0,5
Барий	96	18–190	24,1
Ртуть	0,73	0,28–1,6	0,066
Свинец	16	1–24	3

Таблица 75. Химический состав сточных вод опытного химико-металлургического завода, поступающих в канализацию г. Подольска, мг/л [669]

Показатель	1978 г.		1979 г.		Фон
	среднее	максимальное	среднее	максимальное	
Аммонийный азот	0,99	5,8	5,6	18,3	1,29
Нитриты	0,06	0,11	0,41	0,93	0,081
Нитраты	5,1	10,8	5,0	7,4	1,53
Фосфаты	0,1	1,7	1,1	2,5	следы
Хлориды	91,9	149,8	75,2	104,4	8,1
Сульфаты	61,7	111	84,6	166,6	27
Фтор	2,3	20,3	13,7	37,6	0,216
Медь	0,53	2,65	0,69	3,4	0,0082

Таблица 76. Металлы и нефтепродукты в сточных водах завода грампластинок, г. Апрелевка, мг/л [669]

Компонент	Сточные воды	Фон в речных водах Московской обл.
Хром	0,18	0,003
Железо	0,3	0,2
Никель	0,43	0,001
Цинк	1,2	0,02835
Нефтепродукты	5,2	–

Таблица 77. Состав сточных вод Светлогорской ТЭЦ и р. Березины выше города, мг/л [617]

Компонент	Сточные воды		Березина выше города	K _c относительно Березины
	среднегодовая	максимальная		
ХПК	43,7	73,0	29,3	1,49
Фосфаты	0,32	0,64	0,09	3,56
Нитраты	6,6	12,2	3,14	2,10
СПАВ	0,04	0,15	0,006	6,67
Нефтепродукты	0,14	0,24	0,02	7,0
Железо	0,96	1,60	0,46	2,09
Медь	0,003	0,004	0,002	1,5

Особенности канализационного стока городов хорошо иллюстрируются составом осадков сточных вод (ОСВ), образующихся на городских очистных сооружениях (табл. 78, 79).

Таблица 78. Химические элементы в ОСВ городов Московской области [28]

Город	Геохимическая ассоциация ($K_C > 3$; курсив – > 30)*
Клин	<i>Hg-Ag-Bi-Pb-Zn-Sr-Sn-Sb-Cu-Cd-Cr-W-F-As-B-Mo</i>
Коломна	<i>Hg-Cd-Ag-Bi-Zn-Cr-Sr-W-Sn-Cu-Ni-Pb-Mo-F</i>
Апрелевка	<i>Hg-Ag-Bi-Ni-Cu-Cr-Zn-Sr-Cd-F-Sn-Pb-As</i>
Загорск	<i>Hg-Ag-Cu-Cd-Bi-Sn-Zn-Cr-Pb-W-Ni-Sr-As-La-Ge-Ce-F-Mo</i>
Орехово-Зуево	<i>Cd-Hg-Cu-Ag-Cr-Bi-Zn-Sn-Ni-Sr-Pb-F-Mo-Co</i>
Москва, Люберцы	<i>Ag-Hg-Cd-Bi-Mo-W-Cu-Cr-Sn-Pb-Sr-Zn-Ni-F</i>
Москва, Курьяново	<i>Hg-Ag-Cd-Bi-Zn-Mo-Cr-W-Cu-Ni-Pb-Sn-Sr-F</i>
Бронницы	<i>Ag-Bi-Hg-Cu-W-Mo-Cr-Pb-Sn</i>
Серпухов	<i>Cr-Ag-Cd-Zn-Bi-Hg-Cu-Ba-Sn-W-Ni-Sr-Pb-F-Mo</i>
Зарайск	<i>Cu-Ni-Ag-Cr-Hg-Cd-Bi-Zn-Sr-F-Pb-Sb-Mo-W-Sn</i>
Воскресенск	<i>Hg-Sr-Ag-Cu-Bi-Cd-Zn-F-Cr-Ni-Mo</i>
Домодеово	<i>Cd-Zn-Ag-Sn-Bi-Cu-Cr-Hg-W-Sr-Pb-In-Mo-F-Sb-Ni</i>
Павловский Посад	<i>Ag-Sn-Zn-Ni-Cu-Hg-Mo-W-Bi-Cr-Sr-Mn-Co-Pb-F</i>
Подольск	<i>Cd-Ag-Pb-Sn-Cu-In-Ni-Hg-Bi-Cr-Zn-W-Sb-Sr-Be-Mo</i>
Шатура	<i>Hg-Ag-Sr-Bi-Zn</i>
Электросталь	<i>Ag-W-Ni-Sr-Cd-Mo-Zn-Cr-Hg-Bi-Cu-Sn-Co</i>
Белозерский	<i>Ag-Bi-Be-Sr-Zn-W-Cd-Hg-Cu-Cr-Mo-Sb-F-Sn-Pb-Mn</i>
Истра	<i>Ag-Cd-Cu-Sn-Bi-Zn-Sr-Cr-Hg-Pb</i>
Наро-Фоминск	<i>Zn-Ag-Cu-Cd-Hg-Sr-Bi-Cr-Mo-Pb-Ni-Sn</i>
Раменское	<i>Cd-Ag-Cu-Sn-Zn-Cr-Bi-W-Ni-Sr-Pb-Mo-Hg-F</i>

* Здесь и в табл. 80 – K_C – коэффициент концентрации относительно фона в почвах.

Таблица 79. Химические элементы в ОСВ и илах р. Инсар в зоне влияния г. Саранска, мг/кг [681, 702]

Элемент	Осадки сточных вод			Техногенные илы, р. Инсар, ниже городских очистных сооружений
	среднее (пределы)	V_R , %	K_C	
Be	6,1 (1–0)	148	5,5	1
B	35 (20–50)	88	1,1	50
F	3300 (2400–4200)	55	9,4	–
Sc	2,6 (1–3)	77	0,7	2
Ti	2500 (2000–3000)	40	0,7	3000
V	56 (30–70)	71	0,7	150
Cr	1900 (1000–3000)	105	30,7	600
Mn	610 (300–800)	82	0,8	1000
Co	8,4 (6–11)	60	0,9	15
Ni	690 (410–860)	65	19,7	150
Cu	1700 (1000–3000)	118	41,5	1000
Zn	4500 (3000–6000)	67	90	1000
Ga	5 (3–8)	100	0,5	30
As	9 (7–10)	33	1,3	–
Rb	26,4 (18–35)	64	0,2*	–
Sr	796 (690–1000)	39	2,3*	100
Y	12,6 (7–15)	64	1,3	10
Zr	100 (73–150)	77	1,2	80
Nb	4,5 (3–6)	67	0,8	5
Mo	56 (10–150)	250	28	80
Ag	7,6 (5–15)	132	95	1,5
Cd	40 (20–80)	150	286	20
Sn	400 (200–600)	148	200	80
Sb	16 (10–30)	125	17,8	–
Ba	270 (100–500)	148	1,3	100
Yb	1 (0,9–1,1)	20	1	1
W	54 (30–100)	130	41,5	30
Hg	4 (3–5)	50	200	0,3
Tl	0,26 (0,20–0,34)	54	2	0,22
Pb	240 (100–500)	167	14,1	50
Bi	15,2 (7–30)	151	68,8	1
Th	3,9 (3–5)	51	0,3*	–
U	4,2 (3,3–5,1)	43	1,7*	–

Примечание. K_C – относительно кларка литосферы [92]; V_R – коэффициент вариации по вариационному размаху.

Как правило, для большинства химических элементов, концентрирующихся в ОСВ, характерна ярко выраженная неоднородность их распределения, что обусловлено существующей пространственно-объемной пестротой дисперсно-вещественного состава и физико-химических свойств осадков [681]. Однако для значительной части элементов вариация наблюдается при их высоких валовых концентрациях, многократно превышающих, например, уровни в природных почвах. Это типично для халькофильных элементов, особенно тяжелых металлов, коэффициенты концентрации (K_C) которых (относительно природных почв, кларков литосферы и осадочных пород) достигают значений в десятки (Pb, Ni, Cr, Cu, Sb, W, Hg, Zn, Bi) и сотни (Ag, Sn, Cd) единиц. Минимальные значения K_C (около 1) характерны для литофильных (Zr, Y, Nb, Ba, Th) и сидерофильных (Sc, Ti, V) элементов. Это подтверждает известную закономерность техногенеза, проявляющуюся в интенсивном накоплении в компонентах окружающей среды халькофильных металлов и (часто) в уменьшении содержания в них литофильных элементов. ОСВ многих городов обогащены ртутью [718]. Многие химические элементы присутствуют в ОСВ в геохимически подвижных формах нахождения [819]. Безусловно, элементы, концентрирующиеся в ОСВ, в составе сбрасываемых сточных вод поступают (в растворенных и взвешенных формах) в водотоки. Например, поступающая со сточными водами взвесь характеризуется высокими содержаниями практически всех элементов, которые интенсивно концентрируются в ОСВ (табл. 80).

Таблица 80. Геохимические ассоциации в осадках (ОСВ) и взвеси (BCV) сточных вод, г. Саранск [681, 702]

Отложения	Химические элементы и порядок значения их K_C					Z_C
	> 100	100–30	30–10	10–3	3–1,5	
ОСВ	Cd-Sn-Hg	Ag-Zn-Bi-W-Cu-Cr	Mo-Ni-Sb	F-Be	Sr-Tl-U	1140
BCV	Cd-Mo-Sn	Ag-Zn-Hg-Bi	Cu-W-Cr	Ni-P-Pb-Sb	As-Sr-Be-F	1020

Примечание. Здесь и далее Z_C – суммарный коэффициент загрязнения по [500, 508].

Интересно сравнить особенности накопления химических элементов в ОСВ и в техногенных илах, формирующихся в водотоках ниже места сброса сточных вод с городских очистных сооружений (табл. 81). Как видим, наблюдается сходство качественного состава геохимических ассоциаций в ОСВ и техногенных илах. При этом техногенные илы закономерно отличаются менее интенсивным концентрированием многих элементов (сказывается барьерная роль очистных сооружений). Кроме того, если в илах р. Свинорье, формирующихся в зоне влияния бытовых (города) и производственных (химического завода) сточных вод, комплекс накапливающих элементов в качественном отношении менее разнообразен, то в зоне влияния Подольска и Саранска (с разнообразными производствами) он более широк.

Таблица 81. Геохимические ассоциации в осадках сточных вод (ОСВ) и техногенных илах [28, 681, 702, 724]

Город, река	Ассоциация в ОСВ ($K_C > 3$) *	Ассоциация в илах ($K_C > 3$) *
Апрелевка, Свинорье	Hg-Ag-Bi-Ni-Cu-Cr-Zn-Sr-Cd-F-Sn-Pb-As	Hg-Ag-Ni-Cd-Sr-Cu
Подольск, Пахра	Cd-Ag-Pb-Sn-Cu-In-Ni-Hg-Bi-Cr-Zn-W-Sb-Sr-Be-Mo	Hg-Ag-Cd-In-Cu-Ni-Pb-Sn-Sb-V-Zn-Cr-Nb-P-W-As-Bi-Sr-Ba
Саранск, Инсар	Bi-Cd-Sn-Ag-Zn-Mo-Hg-W-Cu-Sb-P-Cr-Pb-Ni-As-F-Yb	Cd-Hg-Mo-Zn-Sn-Cu-W-Ag-Ni-Pb-Cr-Sr-Bi-B

* K_C – относительно фона в речных донных отложениях.

Еще более специфичен микроэлементный состав промышленных шламов (осадков производственных сточных вод), образующихся на заводских локальных очистных сооружениях [815]. В частности, исследование состава шламов различных предприятий г. Саранска показывает следующее (табл. 82, 83). В общем случае химические элементы, присутствующие в промышленных шлаках, по интенсивности концентрирования в них могут быть разделены на четыре основные группы. Так, ряд химических элементов в промышленных шлаках всех предприятий характеризуются удельными концентрациями заметно ниже их фоновых уровней в почвах (Ti, Sc, Ga, Y, Zr, Nb, Yb), что, очевидно, является своеобразной геохимической спецификой данных техногенных образований. Вторую группу составляют химические элементы, концентрации которых в шлаках всех предприятий находятся в пределах фоновых содержаний в почвах – Li, As, La.

Таблица 82. Среднее содержание химических элементов в промышленных шлаках предприятий г. Саранска, мг/кг сухой массы [815]

Элемент	АК	ИМ	Мех	МК	ПШИ	РТ	СТ	СИС-ЭВС	СЭЛЗ	ТП	ХК	ЦК	ЭВ	Почва
Li	30	25	25	25	25	25	30	25	25	25	30	25	25	25
Be	1	0,3	0,3	1	0,3	0,3	0,3	1	0,3	0,3	1	0,3	<0,3	0,3
B	24	36	28	7	100	34	36	30	300	14	28	110	100	20
F	400	4100	5000	400	37000	800	200	90000	3700	41200	600	500	8000	200
P	1000	1000	35000	8000	8000	35000	1000	10000	10000	1000	3000	1000	2000	800
Sc	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	7
Ti	2800	370	2500	620	380	1200	4500	30	170	280	3000	90	320	5000
V	92	23	52	10	8	26	130	10	3	6	120	5	12	90
Cr	70	23000	24000	40	2800	1200	110	1500	1400	20	88	30	870	70
Mn	380	400	480	390	300	960	500	310	2000	300	240	400	300	1000
Fe	25000	45000	45000	27500	4700	145000	19000	28500	4800	2000	21400	2600	8900	40000
Co	10	10	3	3	20	12	10	6	3	3	9	3	7	8
Ni	34	500	900	90	3400	600	40	8000	15000	820	34	80	3700	50
Cu	130	2400	3400	1000	1800	50000	90	13000	8300	200	240	170	8000	30
Zn	370	100	5000	800	3300	13000	250	84800	620	100	460	120	13000	90
Ga	8	2	3	2	3	3	8	10	1	1	5	1	2	20
Ge	0,5	0,5	1	0,5	0,5	13	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1
As	6	5	5	5	5	6	6	5	5	5	6	5	5	6
Sr	100	30	50	200	500	11000	30	590	3000	80	200	3000	600	250
Y	10	3	3	3	5	3	10	10	3	3	8	3	10	40
Zr	100	10	30	20	10	20	200	30	10	10	50	10	10	400
Nb	5	3	4	3	3	4	6	3	3	6	4	3	3	10
Mo	3	130	100	3	65	14	11	130	1900	10	3	2	1600	1,2
Ag	0,2	0,3	8,4	0,1	100	0,5	0,2	0,3	7	0,1	0,2	0,5	20	0,05
Cd	5	0,35	80	3	12	7,5	0,35	2	200	<2	<2	3	400	0,35
Sn	46	2000	3000	60	35000	84	120	6	180	1000	20	240	1700	4
Sb	3	1	30	1	1	3	1	3	600	5	3	<3	<3	1
Ba	300	100	400	100	100	100	300	100	1000	<100	200	100	100	500
La	30	30	30	30	30	25	30	30	30	30	30	30	30	40
Yb	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3
W	3	5	40	3	30	3	10	20	390	380	10	3	100	1,5
Au	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	5	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	10	<0,002	<0,002	<0,002	0,002
Hg	0,06	0,06	0,06	0,05	0,06	0,05	0,3	0,063	300	0,06	0,3	0,3	0,057	0,06
Tl	≤0,2	≤0,2	≤0,2	≤0,2	≤0,2	≤0,2	≤0,2	≤0,2	5	≤0,2	≤0,2	≤0,2	≤0,2	0,2
Pb	200	100	4700	25	520	240	140	500	530	30	190	70	70	15
Bi	0,2	0,2	16	0,2	550	750	0,2	0,2	190	0,2	0,2	0,2	160	0,2

Примечание: Здесь и в табл. 83 аббревиатуры предприятий: АК – автокомбинат, ИМ – Инструментальный завод, Мех – Механический завод, МК – мясокомбинат, ПШИ – завод полупроводниковых изделий, РТ – Резинотехника, СТ – Стройтранс, СИС-ЭВС – завод специальных источников света и электровакуумного стекла, СЭЛЗ – электроламповый завод, ТП – Тепловооремонтный завод, ХК – Холодокомбинат, ЦК – Центральная котельная города, ЭВ – Электровыпрямитель, Почва – местные фоновые почвы.

Таблица 83. Ассоциации химических элементов в промышленных шламах и осадках городских сточных вод (ОСВ). [815]

Завод	Коэффициенты концентрации химических элементов (K_C) относительно содержания в фоновых почвах								Zc
	>1000	1000–300	300–100	100–30	30–10	10–3	3–1,5		
ППИ	Sn ₈₇₅₀ -Bi ₂₇₅₀ - Au ₂₅₀₀ -Ag ₂₀₀₀	–	F ₁₈₅	Ni ₆₈ -Cu ₆₀ -Mo ₅₄ -Cr ₄₀ - Zn ₃₇ -Pb ₃₅ -Cd ₃₄	W-P	B	Co-Sr	16535	
СЭЛЗ	Hg ₅₀₀₀ -Mo ₁₅₈₃	Bi ₉₅₀ -Sb ₆₀₀ -Cd ₅₇₁ - Ni ₃₀₀ -Cu ₂₇₇ -W ₂₆₀	Ag ₁₄₀	Sn ₄₅ -Pb ₃₅	Tl-Cr-P-F-B-Sr	Zn	Ba-Mn	9857	
РТ	Bi ₃₇₅₀ -Cu ₁₆₆₇	–	Zn ₁₄₄	Sr ₄₄ -P ₁₀	Cd-Sn-Cr-Pb- Ge-Ni-Mo-Ag	F-Fe-Sb	W-B-Co	5768	
ТП	Au ₅₀₀₀	–	W ₂₅₃ -Sn ₂₅₀ - F ₂₀₆	–	Ni	Mo-Cu-Sb	Pb-Ag	5741	
ЭВ	Mo ₁₃₃₃ -Cd ₁₁₄₃	Bi ₈₀₀ -Sn ₄₂₅ -Ag ₄₀₀	Cu ₂₆₇ -Zn ₁₄₄	Ni ₇₄ -W ₆₇ -F ₄₀	P-Cr-	B-Pb-Sb	Sr	4708	
Мех	–	Sn ₇₅₀ -Cr ₃₄₃ -Pb ₁₃₁	Cd ₂₂₉ -Ag ₁₆₈ - Cu ₁₁₃	Mo ₈₃ -Bi ₇₅ -Zn ₅₆ -P ₄₄ - Sb ₃₀	W-F-Ni	–	–	2260	
СПС- ЭВС	–	Zn ₉₄₂ -F ₄₅₀ -Cu ₄₃₃	Ni ₁₆₀ -Mo ₁₀₈	Pb ₃₃	Cr-W-P	Ag-Cd-Be-Sb	Sr-Sn-B	2183	
ИМ	–	Sn ₅₀₀ -Cr ₃₄₃	Mo ₁₀₈	Cu ₈₀	F-Ni	Pb-Ag-W	B	1055	
ЦК	–	–	–	Sn ₆₀	Sr-Ag	Cd-Pb-Cu-B-Hg-Sb	F-W-Mo-Ni	112	
МК	–	–	–	Cu ₃₃	Sn-P-Zn-Cd	Be	Mo-F-Ag-W-Pb	80	
СТ	–	–	–	–	Sn	Pb-Mo-W-Hg-Ag-Cu	Zn-B-Cr	64	
ХК	–	–	–	–	Pb	Cu-W-Zn-Hg-Sn-Ag-P-Be-F- Sb	Mo	51	
АК	–	–	–	–	Cd-Pb-Sn	Cu-Zn-Ag-Be-Sb-Mo-W-F-	–	50	
ОСВ	Bi	Cd	Sn-Ag	Zn-Mo-Hg-W-Cu-Sb	P-Cr-Pb-Ni	As-F-Yb	B-Sr-Be	2555	

Примечание. Zc – суммарный показатель загрязнения; ОСВ – осадки сточных вод г. Саранска.

К третьей группе могут быть отнесены элементы, концентрации которых в шламах большей части предприятий находятся в пределах (или ниже) фоновых содержаний в почвах, но в шламах некоторых предприятий присутствуют в повышенных и даже высоких уровнях, что, в частности, характерно для бериллия, бора, марганца, железа, кобальта, германия, стронция, ванадия, бария, золота, ртути, таллия и висмута. В каждом конкретном случае высокие уровни элементов в шламах являются, безусловно, отражением специфики технологических процессов и используемых сырья и материалов (обычно это предприятия полупроводниковой, электротехнической, резинотехнической промышленности). Так, вполне закономерны высокие концентрации бора и висмута в шламах заводов полупроводниковых, резинотехнических и электровакуумных изделий, электролампового завода, бария, таллия и ртути – в шламах электролампового завода, золота – в шламах заводов полупроводниковых изделий и точных приборов, германия – в шламах завода резинотехнических изделий. Повышенные концентрации ртути в шламах хладокомбината и центральной котельной могут быть связаны с ее попаданием из измерительных приборов (ртутных термометров и манометров). Остальные элементы отличаются повышенными, высокими и очень высокими концентрациями в шламах практически всех предприятий – их уровни нередко многократно превышают фон в почвах. Это особенно (и закономерно) характерно для шламов предприятий, на которых используются химическое сырье и материалы и применяются разнообразные физико-химические и химические процессы их переработки. Значения суммарного показателя, рассчитанного для шламов этих предприятий, свидетельствуют об их потенциальной экологической опасности. Особенно интенсивно концентрируются в шламах тяжелые металлы. Для шламов предприятий, на которых практически отсутствует применение каких-либо физико-химических процессов переработки и обработки сырья и материалов (транспортные, пищевой промышленности, котельная), значения Z_c относительно невелики (обычно почти на два порядка ниже). Шламы по сравнению с фоновым русловым аллювием характеризуются очень своеобразным общим химическим составом, причем в каждом конкретном случае они представляют собой различные петрохимические разновидности техногенных осадочных образований (табл. 84). Причина вариации общего химического состава шламов, судя по всему, заключена в полигенности их формирования, что является следствием разнообразия используемых на предприятиях технологических процессов и способов очистки сточных вод на локальных очистных сооружениях.

Таблица 84. Средний химический состав промышленных шламов, ОСВ, техногенных илов и фонового руслового аллювия, %, сухая масса [815]

Компонент	Промышленные шламы предприятий г. Саранска									ОСВ	Ил	Аллювий
	ППИ	СИС-ЭВС	СЭЛЗ	ТП	РТ	АК	СТ	МК	Среднее			
SiO ₂	2,43	6,33	2,72	1,50	19,99	59,14	65,83	6,50	20,6	23,87	58,42	81,63
TiO ₂	0,04	0,03	0,02	0,03	0,15	0,28	0,36	0,04	0,12	0,25	0,64	0,33
Al ₂ O ₃	1,17	1,62	0,50	2,20	2,22	4,60	6,45	0,70	2,44	4,70	10,98	5,22
Fe ₂ O ₃	3,26	3,75	1,39	0,34	28,31	3,60	3,84	1,02	5,69	1,04	3,73	4,03
FeO	0,21	0,14	0,10	< 0,10	–	–	–	–	–	3,00	2,66	0,57
MnO	0,04	0,03	0,21	0,01	0,15	0,05	0,05	0,02	0,07	0,05	0,08	0,08
CaO	28,26	32,03	41,96	28,10	10,68	8,93	5,85	4,00	19,98	8,00	2,20	0,78
MgO	16,88	10,54	6,72	25,70	6,75	2,92	1,51	0,40	8,93	1,40	1,36	0,37
Na ₂ O	0,50	0,25	0,35	0,20	0,60	0,50	0,60	0,50	0,44	0,58	0,92	0,56
K ₂ O	0,10	0,10	0,15	0,10	0,10	0,90	1,20	0,20	0,37	0,84	1,89	1,05
P ₂ O ₅	2,86	1,50	4,24	0,04	8,80	0,36	0,19	3,50	2,69	3,00	0,62	0,19
H ₂ O*	5,66	7,46	3,30	4,70	6,60	1,40	1,42	6,20	4,59	4,81	2,58	1,37
ППП	33,68	31,67	36,00	34,14	12,84	16,82	12,20	75,50	31,61	46,08	13,23	3,66
S=0	0,99	–	0,68	0,19	0,34	< 0,10	–	0,43	0,33	0,89	0,16	< 0,10
Сумма	98,23	95,45	98,56	99,74	97,53	99,50	99,50	99,01	–	98,51	99,47	99,84
S _{общ}	1,98	–	1,37	0,39	0,68	< 0,10	–	0,86	0,66	1,79	0,32	< 0,10
CO ₂	17,60	17,16	27,28	17,16	3,52	8,14	4,18	0,22	11,90	2,75	1,32	0,66
Фтор	3,70	9,0	0,37	4,12	0,08	0,04	0,02	0,04	2,17	0,33	0,05	0,02

Примечание. ОСВ – осадки сточных вод с очистных сооружений г. Саранска; ил – техногенные илы из русла р. Инсар ниже городских очистных сооружений; аллювий – фоновые участки; ППП – потери при прокаливании.

В целом шламы большинства предприятий представляют собой осадочные образования в основном минерального состава, лишь шламы «Мясокомбината» могут быть отнесены к отложениям преимущественно органического состава (значение показателя ППП превышает 75%). Важная особенность петрохимического состава промышленных шламов – очень малые содержания кремнезема, что резко отличает их от природных осадочных образований (фоновых почв и руслового аллювия, которые являются средне- и высококремнеземистыми образованиями). С литологической точки зрения, шламы большинства предприятий (ППИ, СИС-ЭВС, СЭЛЗ, Точных приборов, «Мясокомбината») могут быть отнесены к несиликатным отложениям (несиликатным породам), шламы «Резинотехники» представляют собой низкокремнеземистые отложения. Закономерное исключение составляют шламы «Автокомбината» и «Стройтранса», которые могут быть охарактеризованы как среднекремнеземистые отложения. Действительно, на указанных предприятиях, в сущности, отсутствуют масштабные физико-химические и химические технологические процессы и в формировании промышленных шламов принимает участие природный осадочный материал (почвогрунты, почвенная пыль и т. п.). Шламы практически всех предприятий характеризуются достаточно высокими содержаниями оксидов кальция и магния, а также (по ППП) органических веществ. Последнее наиболее резко (и закономерно) проявлено для шламов «Мясокомбината». Высокие содержания СаО в шламах являются, судя по всему, следствием применения для нейтрализации производственных стоков извести (гашеной или негашеной), карбонатов Са или Mg. Высокие содержания фтора в шламах заводов СИС-ЭВС, точных приборов и полупроводниковых изделий являются следствием использования его соединений в технологических процессах. Химическое своеобразие промышленных шламов (как техногенных образований) и их отличие от руслового аллювия четко подчеркивается значениями большинства рассчитанных петрохимических модулей (табл. 85).

Показательно, что средний химический состав промышленных шламов закономерно близок составу осадков сточных вод, образующихся на очистных сооружениях г. Саранска. Наблюдаемые различия в существенной мере обусловлены совместной обработкой на очистных сооружениях города бытовых и производственных сточных вод и спецификой процессов очистки стоков на локальных и общегородских очистных сооружениях. В свою очередь, приводимые данные свидетельствуют о том, что техногенные илы, образующиеся в русле реки ниже города в результате поступления техногенного осадочного материала, во многом наследуют химический состав шламов, образующихся на локальных заводских очистных сооружениях, и осадков городских сточных вод, образующихся на общегородских очистных сооружениях.

Поступающие в водотоки сточные воды характеризуются не только намного более высокими концентрациями многих химических элементов, но и иным, нежели фоновые речные воды, соотношением их двух основных форм миграции – растворенной и взвешенной. Например, в табл. 86 приводятся данные, полученные на р. Инсар в зоне влияния г. Саранска. Как видим, вблизи источников загрязнения (створы 2 и 3) происходит существенное увеличение доли взвешенных форм меди, цинка, олова, кадмия, ртути, в меньшей степени хрома и ванадия. Исключение составляют никель и молибден, отличающиеся преобладанием растворенных соединений, что, очевидно, в существенной мере определяется условиями очистки сточных вод на очистных сооружениях. Так, известно, что большинство металлов под действием извести, используемой для нейтрализации сточных вод на очистных сооружениях, заметно теряют свою подвижность и формируют сорбционно-карбонатные соединения с частицами взеси. Молибден, судя по всему, образует комплексы с растворенными органическими веществами, либо остается в растворе вод в виде молибдат-ионов. Изучение распределения никеля в сточных и речных водах других урбанизированных районов также свидетельствует о заметном (в сравнение с фоновыми условиями) увеличении доли его растворенных форм [508, 669]. Присутствие в сточных водах вод разнообразных комплексообразующих лиганд способствует образованию устойчивых комплексов растворенного никеля. Изменение соотношения взвешенных и растворенных форм миграции химических элементов (при заметном увеличении для многих из них доли взвешенной формы) наблюдается в поступающих в водотоки сточных водах в зонах влияния других городов и промышленных предприятий (табл. 87).

Таблица 85. Петрохимические модули промышленных шламов, ОСВ и техногенных илов [815]

Модуль	Промышленные шламы предприятий								ОСВ	Ил	Аллювий
	ППИ	СИС-ЭВС	СЭЛЗ	ТП	РТ	АК	СТ	МК			
Алюмокремниевый·Al ₂ O ₃ ·/·SiO ₂ Натриевый·Na ₂ O·/·Al ₂ O ₃ Калиевый·K ₂ O·/·Al ₂ O ₃ Щелочной·Na ₂ O·/·K ₂ O Титановый·TiO ₂ ·/·Al ₂ O ₃ Плагиоклазовый·Na ₂ O+CaO·/·K ₂ O Зрелости·Ф. Петтиджона·SiO ₂ ·/·Al ₂ O ₃ Глиноземный·Al ₂ O ₃ ·/·Fe ₂ O ₃ Силкатный·SiO ₂ ·/·Al ₂ O ₃ +Fe ₂ O ₃ Степени дифференциации·SiO ₂ ·/·K ₂ O+Na ₂ O Железистости·FeO·/·MgO Железистости·FeO+Fe ₂ O ₃ ·/·MgO Титановый·TiO ₂ ·/·FeO+Fe ₂ O ₃ ·х·100 Марганценоности·MnO·/·FeO+Fe ₂ O ₃ ·х·100 Доломитоносности·MgO·/·CaO Кальцитноносности·CaO·/·MgO CaO+MgO·/·SiO ₂ +Fe ₂ O ₃ +Al ₂ O ₃ CaO·/·SiO ₂ +Al ₂ O ₃ Na ₂ O·/·Al ₂ O ₃ +·K ₂ O/Al ₂ O ₃ Al ₂ O ₃ ·/·Na ₂ O+K ₂ O+CaO Сумма·/·RO ₂ Сумма·/·R ₂ O ₃ Сумма·/·RO	0,26 0,68 0,09 8,00 0,03 510 3,91 0,57 1,42 5,09 0,01 0,21 1,12 1,15 0,83 1,20 11,80 8,73 0,77 0,02 29 42 1,5	0,15 0,25 0,06 4,00 0,02 576 6,69 0,69 2,73 21,66 0,01 0,37 0,77 0,77 0,46 2,19 5,63 4,59 0,31 0,03 13 36 1,7	0,10 1,10 0,30 3,70 0,04 505 10,10 0,56 3,61 7,21 0,02 0,22 1,30 14,09 0,22 4,52 14,24 13,55 1,40 0,007 24 86 1,3	0,71 0,14 0,05 3,00 0,01 503 1,40 9,17 1,27 7,75 0,003 0,02 6,98 2,33 1,27 0,79 20,52 9,43 0,19 0,04 47 60 1,3	0,07 0,45 0,09 5,00 0,07 100 15 0,13 1,70 27,75 — — — — 0,88 1,13 0,68 0,54 0,54 0,11 4,2 7,1 3,9	0,05 0,18 0,22 0,80 0,06 10,53 21,89 1,96 14,49 54,72 — — — — 0,46 2,19 0,22 0,15 0,40 0,27 1,4 20 6	0,06 0,16 0,21 0,77 0,06 8,77 17,26 2,65 12,53 47,65 — — — — 0,36 2,81 0,12 0,09 0,37 0,50 1,4 17,3 10,7	0,06 1,14 0,29 4,00 0,06 39,50 51,71 1,17 8,46 11,00 — — — — 0,14 7,10 0,66 0,61 1,43 0,08 5,3 45 7,2	0,12 0,21 0,20 1,01 0,05 16,22 8,70 7,19 7,63 21,16 2,14 2,89 6,19 1,24 0,25 4,09 0,39 0,32 0,41 0,28 2,4 19 4,5	0,11 0,14 0,19 0,75 0,06 2,70 9,07 4,59 7,45 27,74 1,96 4,70 10,02 1,25 0,87 1,15 0,07 0,04 0,33 1,45 1,5 11 12,7	0,04 0,18 0,23 0,79 0,06 2,01 26,5 2,02 17,74 65,87 1,54 12,43 7,17 1,74 0,61 1,65 0,02 0,01 0,41 1,49 1,2 20,4 51

Таблица 86. Металлы в поверхностных водах в зоне влияния г. Саранска [703]

Металл	Створ 1				Створ 2				Створ 3			
	Р	В	С	%	Р	В	С	%	Р	В	С	%
V	1,14	3	4,14	73	1,5	8,7	10,2	85	1,4	7	8,4	83
Cr	3	3	6	50	35,2	194	229,2	85	37	90	127	71
Ni	2,6	1,9	4,5	42	64	35	99	35	30	12,5	42,5	29
Cu	7,6	1,9	9,5	20	6	125	131	95	5	65	70	93
Zn	15	7,2	22,2	32	36	58	94	62	22	125	147	85
Mo	0,5	1	1,5	67	149	240	389	62	115	40	155	25
Cd	0,24	0,36	0,6	60	0,5	5	5,5	91	0,5	2	2,5	80
Sn	0,5	0,9	1,4	64	4,8	240	244,8	98	2,9	220	222,9	99
Hg	0,07	0,02	0,09	22	0,1	0,41	0,51	80	0,05	0,25	0,3	83
Pb	2,2	3,5	5,7	61	6	11	17	65	5	8	13	62

Примечание. Формы миграции, мкг/л: Р – растворенные, В – взвешенные; С – сумма Р+В; % – доля взвешенных форм от указанной суммы, %; приведены средние данные за 8-дневный период наблюдения; створ 1 – фоновый, верховья р. Инсар; 2 – устье руч. Никитинского, принимающего сток с локальных очистных сооружений (центральная промзона г. Саранска); 3 – устье сбросного канала, по которому сточные воды с общегородских очистных сооружений поступает в Инсар.

Таблица 87. Металлы в воде ручья Черного, принимающего канализационный сток г. Подольска и впадающего в р. Пахру [711]

Металл	Ручей Черный		Река Пахра, фон	
	Общее, мкг/л	Доля взвешенных форм, %	Общее, мкг/л	Доля взвешенных форм, %
Cr	39,54	75	8,39	64
Ni	85,15	31	5	80
Cu	160,23	46	12,8	36
Zn	121,04	58	42,95	34
Cd	39,33	8	0,64	63
Hg	1,282	43	0,0689	4
Pb	79,5	80	8,8	66

Геохимическое своеобразие канализационного стока городов проявляется также в изменении форм миграции (в изменении их соотношения) и нахождения химических элементов в растворе вод и во взвешенном веществе, причем (по крайней мере, в изученном случае) для разных тяжелых металлов по-разному. Так, в сточных водах для растворенных форм наблюдается (по сравнению с фоновыми условиями) заметное снижение относительной доли органических соединений никеля и меди и очень резкое возрастание «органического» кадмия (табл. 88). Баланс растворенных форм для цинка практически не изменяется. Во взвеси сточных вод происходит заметное увеличение доли гидроксидных форм (связанных со свежими гидроксидами железа и марганца) никеля и снижение его сорбционно-карбонатных соединений, а также резкое возрастание доли сорбционно-карбонатных и органо-минеральных форм меди (при уменьшении доли других форм) (табл. 89). Сбрасываемые в водотоки стоки отличаются временной изменчивостью химического состава, обычно проявляющейся на фоне очень высоких концентраций макро- и микрокомпонентов. Для взвешенных и растворенных форм металлов в динамическом ряду наблюдения характерно закономерное соотношение их концентраций. Все это свидетельствует о динамичности режима поставки поллютантов в водотоки с канализационным стоком города и промышленных предприятий.

Таблица 88. Растворенные формы металлов в канализационном стоке г. Подольска [711]

Металл	Канализационный сток				Фоновая речная вода	
	Общая	Орг	Неорг	%	Общая	%
Ni	56,09	10,21	45,88	18	8	50
Cu	40,08	7,3	33,60	18	7,4	37
Zn	50,73	11,40	39,27	23	32,9	20
Cd	9,25	4,40	4,85	48	0,61	5

Примечание. Формы миграции в растворе вод, мкг/л: Общая – общая растворенная форма, Орг – органическая, Неорг – неорганическая (ионно-молекулярная) форма; % – доля органической формы от общего содержания растворенных форм, %.

Таблица 89. Формы нахождения металлов во взвеси канализационного стока [711]

Металл	Место	Вал, мг/кг	Доля формы от вала, %			
			сорбционно- карбонатная	органоминераль- ная	гидроксидная	кристаллическая
Ni	К	425	42,09	17,65	19,11	21,15
	Ф	40	64,26	15,30	1	19,44
Cu	К	1412	4,34	17,78	23,53	54,35
	Ф	50	33,33	40,51	11,8/6	14,30

Примечание. К – руч. Черный, принимающий канализационный сток г. Подольска, Ф – фоновый водоток.

Поверхностный сток с территории городов отличается высокими содержаниями различных веществ, в том числе, тяжелых металлов, биогенных элементов, нефтепродуктов, бенз(а)пирена, пестицидов, ПХБ, ПАУ, фенолов, нитрозаминов, СПАВ и особенно твердых взвешенных веществ [699, 742, 854]. Концентрации многих элементов и их соединений часто заметно превышают их уровни в стоке с естественных водосборов. Состав ливневых вод, поступающих в коллекторы общесплавной канализации, свидетельствует о более высокой степени их загрязнения по сравнению с бытовым стоком, причем нередко уровни поллютантов в поверхностном стоке существенно превышают установленные для природных вод гигиенические нормативы (табл. 90). Высокими содержаниями поллютантов отличается поверхностный сток с промышленных площадок, который во многом формируется за счет вод, используемых для санитарной уборки производственных территорий (табл. 91–93). Обычно талый и дождевой стоки с территории предприятий характеризуются примерно равными концентрациями различных веществ, отличительной чертой которых является высокая временная изменчивость, что в связано с особенностями формирования стекающих вод и наличием в пределах заводов разнообразных по своей характеристике производств.

Таблица 90. Состав дождевого и талого стока с территории Центрального р-на г. Волгограда [487]

Показатель	Превышение ПДК, %	
	Дождевой сток	Талый сток
Хром общий	700	700
Марганец	1570	880
Цинк	390	–
Медь	2200	4500
Железо общее	373	232
Фториды	117	109
Сульфаты	147	273
Фосфаты	337	–
Азот аммонийный	256	533
Нитраты	890	1425
ХПК	1352	2880
Нефтепродукты	5400	1680
Натрий	–	124
СПАВ	–	380000
Взвешенные вещества	25840	20000

Таблица 91. Содержание химических веществ в сточных водах и ливневом (поверхностном) стоке опытного химико-металлургического завода, г. Подольск, мг/л [669]

Показатель	Сточные воды *		Ливневой сток **	
	Среднее	Максимальное	Среднее	Максимальное
Аммиак	0,99	5,8	1,8	7,4
Нитриты	0,06	0,11	0,11	0,43
Нитраты	5,1	10,8	3,0	8,1
Фосфаты	0,1	1,7	1,04	1,94
Хлориды	92	150	98	204
Сульфаты	62	111	60	127
Медь	0,53	2,65	0,06	0,23
Мышьяк	–	–	0,018	0,050
Фтор	2,3	20,3	0,48	0,62

* Сброс в городскую канализацию, ** Сброс в ручей.

Таблица 92. Состав дождевого стока с территории различных производств металлургического завода г. Мариуполе, мг/л [170]

Показатель	Производство			
	агломерационное	доменное	прокатное	конвертерное
Взвешенные вещества	1250	455	250	3230
ХПК	6,2	5,4	7,6	8,6
БПК	4,3	3,4	4,5	4,8
Хлориды	6,5	3	4,5	3
Сульфаты	87,5	86,6	56	47,9
Масла	11	10,5	28,2	17,7

Таблица 93. Химический состав ливневого стока опытного химико-металлургического завода, г. Подольск, мг/л [669]

Показатель	1978 г.		1979 г.		Фон в реках
	среднее	максимальное	среднее	максимальное	
Аммонийный азот	1,8	7,4	2,7	3,3	1,29
Нитриты	0,11	0,43	0,46	1,7	0,081
Нитраты	3,0	8,1	2,7	5,1	1,53
Фосфаты	1,04	1,94	1,7	3,5	следы
Хлориды	97,8	204,2	93,4	163,1	8,1
Сульфаты	60,3	127,3	87	150	27
Фтор	0,48	0,62	0,44	0,65	0,216
Медь	0,06	0,23	0,1	0,18	0,0082
Мышьяк	0,018	0,050	0,025	0,25	0,00043

Талые воды с городских территорий довольно часто отличаются большей загрязненностью, нежели стекающие дождевые воды, что определяется намного более длительным периодом накопления загрязняющих веществ в снежном покрове (табл. 94–97).

Таблица 94. Химические элементы в снежном покрове г. Череповца [654]

Элемент	Снеговая вода		Пыль, осажженная со снегом		Нагрузка, кг/км ² /год
	мкг/л	K_C	мг/кг	K_C	
Al	265	2	4680	2,7	1740
Fe	458	2,9	43400	42,3	48000
Ca	12150	4,6	26170	8	20630
Mg	4600	19,2	9810	4,6	6240
Mn	41,7	2,2	1100	8	493
Ba	–	–	26,5	1,	7,3
Sr	24,2	3	88,4	5,3	39,7
V	6,8	3,8	72,8	7,7	56,5
Zn	1670	1,9	650	9,3	558
Cr	4,2	2	92,4	5,9	33,8
Ni	–	–	42,7	4,4	15,1
Cu	6,4	0,8	50,4	63	23,6
Co	–	–	7,3	72,5	7,9
Pb	–	–	154	73,3	38,8
Ge	–	–	63,9	3,4	39,3
Sb	–	–	15,8	0,9	3,4
Cd	0,07	1,3	3,6	25,5	0,93
Bi	15,6	9,2	60,6	17,8	21,8

Примечание. K_C – коэффициент концентрации относительно фона; для Ge, Sb, Bi в расчетах K_C использовались их среднее содержание в литосфере.

Хорошо известно, что снежный покров в городах отличается высокими концентрациями многих загрязняющих веществ, присутствующих как в снеговой воде, так и в пыли, осажженной со снегом [184, 508, 1069]. Снеговая вода в зоне влияния промышленных объектов также характеризуется высокими содержаниями различных химических элементов. Обычно талые воды содержат

примерно в 1,5–2 раза больше твердых примесей, нежели дождевые [371]. Тем не менее есть сведения, что общее количество загрязняющих веществ, выносимых с талым стоком, несколько меньше, чем с дождевым. Например, талые воды, стекающие с территории г. Боулдера (США), содержали – по сравнению с дождевым стоком – меньшее количество взвесей, много меньше биогенных веществ, характеризовались высоким значением БПК, более высокими значениями сухого остатка и большим количеством нефтепродуктов [851]. При этом в талых водах преобладали твердые частицы коллоидной фракции, что априори предопределяет повышенную миграционную способность связанных с ними веществ, поскольку такие частицы плохо задерживаются водоемами, создаваемых для аккумуляции талого стока и его механической очистки.

Таблица 95. Химические элементы в снеговой воде вблизи металлургических предприятий, мкг/л [216]

Элемент	Фон	Расстояние от металлургического комбината, км			Расстояние от цинкового завода, км		
		0,6	3	25	0,4	3	10
Ca	1700	275400	34100	6000	5700	8950	3450
Mg	300	163400	11400	2000	10300	2700	1400
K	450	12200	4020	2220	12600	2630	1060
Na	320	10600	3150	990	2400	1140	2170
Fe	1300	630000	127500	24850	65300	10890	4440
Mn	31	7580	1090	130	1310	200	110
Cu	7	770	190	44	3000	140	40
Zn	57	10900	1850	420	113700	4830	970
Pb	8	1250	220	34	790	250	55

Таблица 96. Состав дождевого (1) и талого (2) стока с территории крупного города, мг/л [11]

Район города	Сток	pH	Мутность	Эфирорастворимые вещества	Хлориды
Центр со сложившейся застройкой	1	8,0	378	39,6	38
	2	8,0	1944	28,0	784
Новая жилая застройка	1	8,6	553	35,4	74
	2	9,1	2959	38,5	1825
Промышленная зона	1	8,6	2194	44,9	123
	2	8,9	12078	35,1	1114
Автомобильная	1	8,3	1269	61,2	73
	2	8,1	5765	52,6	1088

Таблица 97. Состав поверхностного стока с территории г. Москвы, мг/л [435]

Район	Концентрация	Дождевой сток		Талый сток	
		Взвесь	Нефтепродукты	Взвесь	Нефтепродукты
Центр города	пределы	44–6442	2–69	163–3515	14,4–168
	среднее	440	17,6	1944	20
Новая жилая застройка	пределы	59–9684	2–72	68–9574	10,2–321
	среднее	650	14	2959	19
Промышленная зона	пределы	93–29754	5–110	459–27480	15–362
	среднее	2200	18	12078	24
Автомобильная	пределы	88–6892	6–96	233–12429	20–334
	среднее	1100	22,8	5765	25

По мнению [985], состав дождевого стока достаточно хорошо предсказывается, если известны источники загрязнения и условия его формирования. В частности, указанные авторы полагают, что состав стока определяется 2 группами факторов – так называемыми зависимыми (интенсивность выпадения пыли, дождевых осадков, коррозии) и независимыми (особенности планировки города, степень развития транспорта и промышленности, топография и геология местности, климатические условия, характер землепользования) факторами. Тем не менее уровень нагрузки химическими компонентами поверхностного стока обычно зависит от разнообразных факторов, главные из которых: интенсивность, периодичность и продолжительность дождя или периода снеготаяния, уровень загрязнения атмосферы, качественный и количественный состав аэрозолей, характер планировочной структуры поселений, особенности землепользования, интенсивность

транспортного движения, геолого-геоморфологические условия территории, уровень ее благоустройства, технология уборки. Важную роль играют плотность населения и наличие водонепроницаемых территорий, прямо отражающихся на уровнях поллютантов в стоке (табл. 98). Имеет значение и площадь водосбора (табл. 99), но с ее увеличением, как правило, снижаются удельные нагрузки стока веществами (за счет разбавляющего эффекта атмосферных вод, аккумуляирования части загрязняющих веществ в понижениях рельефа и дренажной сети, из-за инфильтрации).

Таблица 98. Взаимосвязь характеристик водосборов, уровней содержания и выноса поллютантов дождевым стоком, г. Гетеборг [985].

Характеристика водосборов			Концентрация, мкг/л			Вынос, кг/месяц/км ²	
Площадь, га	Доля водонепроницаемых территорий, %	Плотность населения, чел./га	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
5,8	53	250	310	570	400	5,8	10,6
13,6	39	115	190	320	140	4,1	6,9
4,8	44	85	30	260	160	0,5	4,1
18,0	14	22	30	170	60	1,0	5,8

Таблица 99. Количество ливневых вод с территорий населенных пунктов и степень их загрязнения (Г.Г. Шигорин, 1963, цит. по [371])

Площадь жилой зоны, га	Объем стока		Масса поллютантов	
	всего, тыс. м ³	м ³ /га	всего, т	кг/га
40	51	1133	7,5	166
135	152	1133	22,8	169
260	309	1190	46,5	179
613	450	730	67,5	110
1053	962	913	144,3	137

В городах степень нагрузки поверхностного стока поллютантами во многом определяется интенсивностью их поступления на подстилающую поверхность из атмосферы. С. Рэнделл и др. [1029, 1030], анализируя возможное влияние атмосферы на состав стока, пришли к следующим выводам: 1) количество поллютантов, присутствующих в атмосферных осадках, выпадающих в городах, вполне достаточное, чтобы оказывать влияние на качество воды, стекающей с городских территорий, 2) отмечается близкое к постоянному количество атмосферных поллютантов в урбанизированных районах, 3) атмосферные поллютанты вымываются в основном в течение первых стадий процесса выпадения осадков, 4) важным фактором является промежуток времени между предшествующими и наблюдаемыми дождями (и, надо добавить, эффективность санитарной уборки улиц), 5) скорость осаждения атмосферных поллютантов в обычных условиях значительно ниже таковой в период дождей.

Основным фактором загрязнения атмосферы и соответственно территории города являются выбросы предприятий и автотранспорта. Очень значима роль в формировании зон загрязнения промышленной пыли [685, 695, 700, 705, 715, 721, 722, 734, 764, 768, 789, 797–799, 816]. В отходящих газа многих технологических процессов концентрация твердых частиц значительно превышает уровень в 1 г/м³ [200]. В городах максимальные концентрации пыли в воздухе достигают 200–600 и даже 1200 мг/м³, минимальные составляют 10–40 мг/м³ [896], а масса выпадающей из атмосферы пыли составляет 200–500 кг/км² в сутки, достигая в отдельных районах 5–6 тыс. кг/км² (и больше) в сутки; в районах, удаленных от городов суточное осаждение пыли обычно не превышает 10 кг/км² [505]. Вблизи предприятий выпадает до 30 кг/га/год Pb, в жилых районах до 15 кг/га/год [863]. В среднем за год в промрайонах Донбасса выпадало с атмосферными осадками Mn, Zn, Cu на 1 км² в 3–8 раз больше, чем в агрорайонах [67]. Для удаленных районов характерна намного меньшая запыленность воздуха. Так, большая часть акватории Индийского океана отличается содержаниями аэрозоля в атмосфере до 0,1, редко 0,1–0,5 мкг/м³ [522]. Пылевой выброс предприятий характеризуется широкой ассоциацией элементов, коэффициенты концентрации (K_c) которых (относительно фона, например, в почвах), варьируясь, могут достигать высоких значений (табл. 100–102). Особенно интенсивно в пыли концентрируются Pb, Hg, Cd, Cu, Zn, Sb, Mo, W, Sn, Ag, Cr, Bi. Для многих элементов более высокие уровни закономерно фиксируются в технологиче-

ской пыли, образующейся в ходе производственных операций. Высокие содержания элементов в вентиляционной пыли и в пылесметах (пыли из производственных помещений) указывают на то, что значимое их количество поступает в окружающую среду с неорганизованными выбросами. В городах обычно фиксируется прямая связь между количеством поступающей в окружающую среду пыли (например, осаждаемой со снегом) и интегральными показателями загрязнения почв [236, 500]. Уличная пыль в городах обогащена многими химическими элементами [237, 906].

Таблица 100. Среднее содержание металлов в пыли электротехнических заводов, мг/кг [686, 709, 768]

Металл	Электроламповый		Выпрямитель		Силовой электроники		Силовых преобразователей		Почва, фон
	2	3	1	3	1	3	1	3	
Cr	50	46	1800	390	680	400	250	110	70
Mn	290	5300	1600	440	790	530	790	270	1000
Co	10	10	130	15	14	12	14	9	8
Ni	65	56	690	50	470	130	470	34	50
Cu	120	4700	960	230	190	420	190	89	30
Zn	710	2600	290	3200	550	4700	550	520	90
Mo	5	1,5	38	50	60	260	5	1,3	1,2
Ag	0,06	0,05	0,2	0,06	0,2	16	0,5	0,06	0,05
Cd	2	1700	28	11	220	21	10	23	0,35
Pb	450	4200	290	760	1200	480	40	690	15

Примечание. 1 – пыль технологическая; 2 – пыль вентиляционная; 3 – пылесметы из рабочих помещений.

Таблица 101. Ассоциации химических элементов в пыли электротехнических заводов [686, 709, 768]

Завод	Пыль	Коэффициенты концентрации относительно содержания в природных почвах					
		> 300	300–100	100–30	30–10	10–3	3–1,5
Электроламповый	1	Sb-Cd	Hg-W	Pb-Sn-Ba-As	Zn-Mo-Cu-Sr-Ge	Mn-Cr-Ag	Co-B-V-Ni
	2	–	–	Pb	Hg	Zn-Cd-Cu	–
	3	Cd	Pb-Cu	Hg	Zn	Mn	–
Специальных источников света	1	Cu	B-Ag	Pb-Zn-	Sb-W-Bi-Cr	Ni-Cd-Mo-Co-Hg-Mn-	Ge-V-Sn-Ti-
	2	Cu	Ag-Pb	Cr-Zn	Sb-Ba-Mo-Ni	Hg-Cd-Co-W-Sn-Mn	B-V-Ge-Ti-Sr
	3	Pb	–	W	Sb-Bi	Zn-Hg-B-Cu-Ga-Co-Ag-V	Mo-Sn-Ni-Ti-Cr
Электровыпрямитель	1	–	–	Cd-Mo-Cu	Cr-Pb-Co-Ni	Ag-Zn	Mn
	3	–	–	Pb-Mo-Zn-Cd	–	Cu-Cr-Fe	Co
Силовой электроники	1	Cd	–	Pb-Mo	–	Cr-Cu-Zn-Ag	Co
	3	Ag	Mo	Cd-Zn-Pb	Cu	Cr-Fe	Co
Силовых преобразователей	1	–	–	Cu	Cd-Ag	Zn-Ni-Co-Mo-Cr-Mn	Pb
	3	–	–	Cd-Pb	–	Zn	Cu-Fe-Cr
Кабельный	2	Cu-Sn	Pb-Sb-Cd	Zn	Ag-Bi-W	Mo-Hg-Cr-Ni	Ba
	3	–	Cu-W-Pb-Sn-	Sb	Bi-Zn-Ag	Mo-Hg	Co-Cr-Ba

Примечание. 1 – пыль технологическая; 2 – пыль вентиляционная; 3 – пылесметы из рабочих помещений.

Металлы присутствуют в технологической пыли преимущественно в относительно устойчивых соединениях (судя по всему, в виде оксидов, тонкодисперсных металлических и абразивных частиц, в составе силикатов и т. п.). Тем не менее определенная доля их находится в составе пыли и в виде подвижных соединений, извлекаемых аммонийно-ацетатной вытяжкой (табл. 103).

В составе присутствующих в атмосферном воздухе твердых частиц преобладают (по массе) частицы размером 10–100 мкм (около 60%), доля атмосферных частиц размером менее 2,5 мкм составляет в среднем около 10%, частиц размером 100–1000 мкм – несколько меньше, частиц < 1

мкм – не больше 5% от общей массы пыли [125]. Считается, что в составе атмосферного аэрозоля основная масса вещества связана с частицами размером 0,1–1 мкм [61]. Эти частицы образуются, скорее всего, при конденсации и коагуляции. Известно, что в ходе производственных процессов нередко создаются такие скорости перемещения воздуха, при которых в движение приходят частицы, обладающими существенными диаметрами (гигантские частицы Х. Юнге [659]). К тому же, в более плотной атмосфере с развитой турбулентностью частицы крупнее 40–60 мкм обычно ведут себя как типичные аэрозольные и независимо от происхождения имеют высокую скорость оседания [61].

Таблица 102. Ассоциации химических элементов в пыли и почвах предприятий, мелкозем и фильтрате бытовых свалок, взвеси канализационного стока и отложениях водотока ниже г. Вильнюса [570]

Объект	Значения K_C по максимальным концентрациям		
	> 100	100–10	10–1,5
<i>Пылевывбросы производственных предприятий</i>			
Металлообработка	Mo-Co-Cu-Zn-Cr-V-Sn	Ni-Ba-Yb-Ga-Pb-Cd	Mn-Y-Ti-Sc
Приборостроение	Cu-Zn-W-Ni-Sn-Cr	Co-Ag-Cd-B	Pb-Ba-Bi-Mn-Ti-Be
Стройматериалы	–	Cr	Zn-Mo-Co-W-Pb-Cu-Sc-B-Ba-Ni
Энергетика	V-Ni	Mo-Cu-Zn-Cr-Ag-Pb-Cd	Co-Sn-Ga-B-Ba-Sc
<i>Почвы территории предприятий</i>			
Металлообработка	W-Mo-Co-Cr-Sn	V-Zn-Pb-Ni	Ag-Ba-Yb-Ti-Cd-Sc-Mn-B
Приборостроение	Mo-Zn	Sn-Cu-W-Ag-Cr-Pb-Cd-Ni	Co-W-Mn-Ba-Sc-Ti-Yb-Y
Стройматериалы	–	Cr-Zn	W-Cu-Pb-Co-Sn-Mo-Cd-Ba-Ni-Sc
Полиграфия	–	Zn-Sn-Ag-Cu-Cr	Pb-Cd-Mo-Sc-Ni-Ba-Co
ТЭЦ на мазуте	–	–	Cr-Ni-V-Zn-Mo-Cu-Pb-Ag-Mn-Cd-Sn-Sc
<i>Бытовая свалка</i>			
Мелкозем	Cu-Cd-Zn-Sn	Ni-Mo-Cr-Ag-Pb	Sc-B-Co-V-Mn
Фильтрат	–	Sn-Zn-Cu-Cr-Mo-Ni-Cd-Ag	Pb-Sc-Ba-B-Co-V-Mn
<i>Очистные сооружения города</i>			
Взвесь сточных вод	Ag-Cu	Sn-Bi-Cr-Zn-Ni-Cd	Mo-Pb-W-Ba-B-Co-V-Mn
<i>Водоток ниже города</i>			
Донные отложения	–	Ag-Zn	Cr-Sn-Pb-Cu-Cd-Ni-Mo-Sc-Ba

Таблица 103. Подвижные формы металлов в технологической (1) и вентиляционной (2) пыли завода Специальных источников света и электровакуумного стекла [709]

Металл	Показатель					
	Вал, мг/кг		Ацетатно-аммонийная вытяжка, мг/кг		Доля подвижных форм, %	
	1	2	1	2	1	2
Медь	5300	85	2,86	9,2	0,05	10,8
Кобальт	31	–	2	–	6,45	–
Никель	260	31	16,2	1,2	6,23	3,9
Цинк	3200	460	89,2	271	2,79	58,9
Марганец	1000	660	104,4	16,6	10,44	4,8
Хром	190	92	4,05	16,6	2,13	18
Серебро	–	9	–	0,02	–	0,22
Кадмий	–	3	–	2,78	–	92,6
Свинец	–	1200	–	690	–	57,5

Атмосферный воздух городов и особенно промышленно-урбанизированных территорий отличается высокими концентрациями широкого круга химических элементов при выраженности геохимической специализации того или иного предприятия, проявляющейся в составе геохимических ассоциаций (табл. 104, 105). Все это (наряду с выбросами автотранспорта и возможным поступлением различных отходов) обуславливает формирование в почвах и почвогрунтах полиэлементных и достаточно интенсивных техногенных геохимических аномалий (табл. 106, 107, рис. 28, 29). Химические элементы, поступающие в атмосферу городов с выбросами промышленных предприятий и автотранспорта, активно включаются в миграционные потоки и попадают в поверхностный сток. Для многих химических элементов атмосферный фактор играет ведущую роль в поступлении в поверхностный сток (табл. 108).

Таблица 104. Ассоциации химических элементов в атмосферном воздухе в зоне влияния различных предприятий [101, 103]

Предприятия	Порядок значений K_C химических элементов относительно фона			
	> 100	100–50	50–10	< 10
Цветной металлургии	Zn-Hg-Pb	As-Sb	Sn-Ni-Mn-Mo-Co-Au	W-V-Fe-Br-La-Ce-Sm-Eu-Th
Теплоэнергетики	V	Sb-Se-Hg	Cr-Ni-Pb-Zn	Mo-Sn-Mn-La-Ce-Sm-Eu-Th
Производства минеральных удобрений	–	Sr	La-Ce-Eu-Ca-Sm-Th-Zn-Cr-Ni-U	Fe-As-Sb-Pb-Mn-V-W
Электротехнические и электронные	Pb	Cd-Ni	V-Cr-Mo-Zn-Sn-La-Sm-Ce-Eu-Au	Ni-W-Mn
Черной металлургии	–	Fe-Mn-Sb	Ni-Cr-V-Sn-Co-Sm	Pb-Zn-V-Sn-Mo-W-Eu-Th-Ba-Ce-Au-As-Se-La
Машиностроения	–	Sb	Co-Pb-Ni-Cr-Mn	Zn-V-Sn-Mo
Химические	–	–	Pb-Mn	Zn-V-Cr-Ni-Sn-Mo
Автотранспорт	–	Pb-Br	Ni-Hg-V-Cr-Zn-Co	–

Таблица 105. Ассоциации химических элементов в атмосферном воздухе в г. Саранске [63]

Район города	Коэффициенты концентрации относительно местного фона					
	Стабильно превышающие фон					Эпизодически выше фона
	> 100	30–100	10–30	3–10	1,5–3	
Северная промзона	Pb-V	Cr-Ni	Mo	Mn-Zn-Sn	–	Cd-W-Hg
Светотехника	–	–	–	Pb	Hg	Sn-Cr-V-Mn-Ni-Zn
Заречный	–	–	–	Cr	Ni-Pb-Sn-Zn	V-Mn
Центр	Sn-Pb-Ni	Zn	V	–	Hg-Mn	Cd-Cr
Юго-западный	–	–	V	Pb-Ni-Zn-Cr	Mn-Sn	Mo
Южная промзона	–	–	Pb	Ni	Mn-Zn	Cr-V-Cd

Таблица 106. Геохимические ассоциации в почвах промышленных зон г. Саранска [709, 760]

Предприятия	Химические элементы и порядок значений их K_C относительно фона в почвах					
	> 300	300–100	100–30	30–10	10–3	3–1,5
Электроламповый	Hg	Cd	Pb-Sb-Ag	Mo-Tl-W-Zn	Sn-Cu-Ba-Cr-Ge-Bi-Co	V-Ni-Be-As-B-P
Источников света и электростекла	–	Pb	–	Hg	Mo-W-Cu-V-Zn-Sb	Cd-Ge-Cr-Li-Ag-Bi-B-Sn-Yb-F-As
Электровыпрямитель	–	W	Mo	Ag-Sn-Cu-Hg	Cd-Ge-Pb-Bi-Zn-Be	Co-B-V-Cr-Li-P
Механический	–	–	Sn	W-Cd	Bi-Mo-Pb-Cu-Co-Zn-Be	Hg-V-Cr-Yb-B-P-Ag-Li
Медпрепаратов	Cd	–	–	Cu-Hg-W-Ag-	Mo-P-Be-Bi-Zn-Pb	Cr-B-V-Ni-Co-Sn-Li
Литейный	–	–	Bi	–	Pb-Hg-Zn	Cu-Be-V-Co-Mo-W-Cr-Sn-B-Li
Силовой электроники	–	–	–	Mo	W-Bi-Pb-Be	Cd-V-Cu-Sn-P-B-P
Тепловозоремонтный	–	–	–	Pb-Zn	Sn-W-Cr-Cd-Cu-Bi-V	Be-Co-Sb-Mo-Ag-Bi-Li
Полупроводниковых изделий	–	–	–	Cd	W-Sb-Hg-Bi-Sn-Be-Pb	Co-V-Cu-Ag-Zn-Yb-B-Li-Ga
Точных приборов	–	–	–	W	Be-Bi-	Pb-B-V-P-Hg-Li-Co-Yb
Инструментальный	–	–	–	W	Mo-Pb-Cu-Sn-Sb	Be-Ag-Co-Hg-As-Zn-B-Yb-V-Cr-F-Li
Кабельный	–	–	–	–	Pb-Bi-Cu-Sn-Mo-P-Sr	Zn-V-Cr
Автосамосвалов	–	–	–	–	W-Bi-Pb-Be	Cu-B-Yb-Zn-P-Co-V-Li-Ag
Консервный	–	–	–	–	Pb-Hg-Bi-Be-Sn	Zn-B-V-P-Cu-Co-Li-Yb
Резинотехника	–	–	–	–	Pb-As-V-Sb	Bi-Zn-Co-Hg-Be-Li-Mo-Cu-B-F-Ag
Типография	Sb	Pb-Ag	Sn-Bi	–	Cd-Hg-Zn	P-Be-Cu-Co

Таблица 107. Суммарное загрязнение территории Москвы по значениям Z_C в почвах [514]

Административный округ	Площадь округа, км ²	Площадь, % по уровням Z_C			
		> 16	16–32	32–128	> 128
Центральный	64,2	22	28	41	9
Северный	104,6	58	20	20	2
Северо-Восточный	100,6	44	25	26	5
Восточный	152,3	33	30	26	11
Юго-Восточный	118,0	35	25	27	13
Южный	130,5	70	19	9	2
Юго-Западный	110,5	78	15	5	2
Западный	142,5	73	13	12	2
Северо-Западный	92,6	38	26	25	11
Вся Москва	1012,8	52	22	20	6

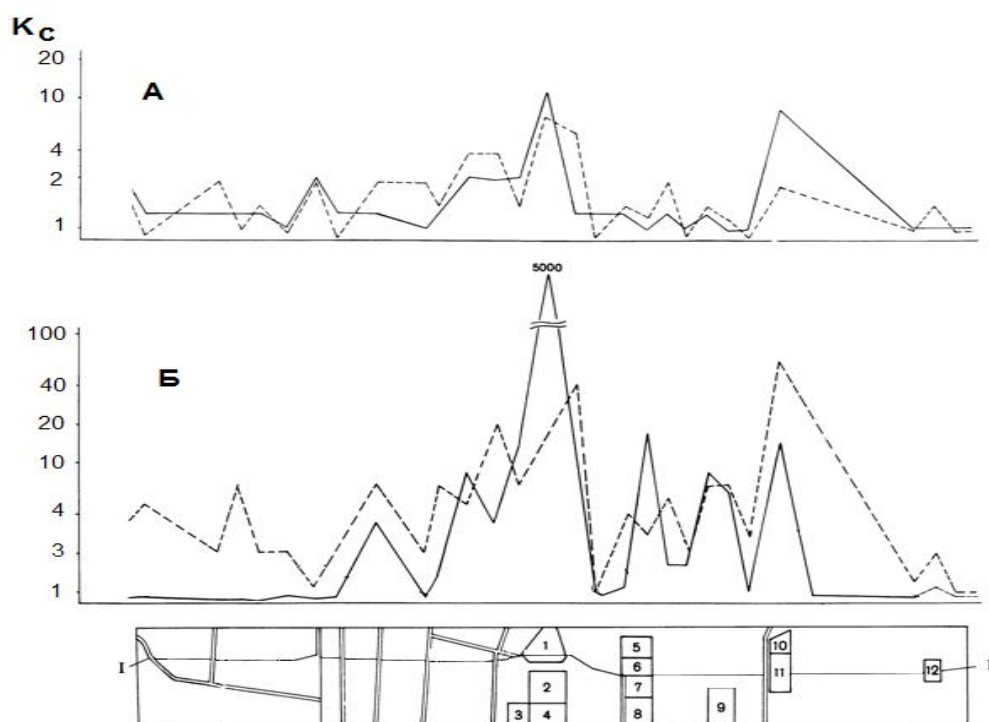


Рис. 28. Распределение значений коэффициентов концентрации (K_C) тяжелых металлов в верхнем слое почв г. Саранска [63].

А – молибден (сплошная линия) и цинк (пунктир); Б – ртуть (сплошная линия) и свинец (пунктир); I–I – линия профиля. Цифрами на схеме показано расположение промышленных (производственных) зон заводов:

1 – СЭЛЗ (электроламповый завод), 2 – «Биохимик», 3 – «Электровыпрямитель», 4 – приборостроительного, 5 – автопромоборудования, 6 – автосамосвалов, 7 – кабельного, 8 – инструментального, 9 – КПД (крупнопанельного домостроения), 10 – ВНИИИС (Институт источников света), 11 – СИС-ЭВС (специальных источников света и электровакуумного стекла), 12 – телевизионного.

Таблица 108. Темпы воздушного выпадения поллютантов и их вклад в дождевой сток [986]

Компонент	мкг/км ² /день	Долевой вклад в дождевой сток, %
Взвешенные вещества	26100	23
Растворенные вещества	77100	30
Марганец	51,4	49
Медь	51,2	96
Цинк	159,6	38
Свинец	127,6	54

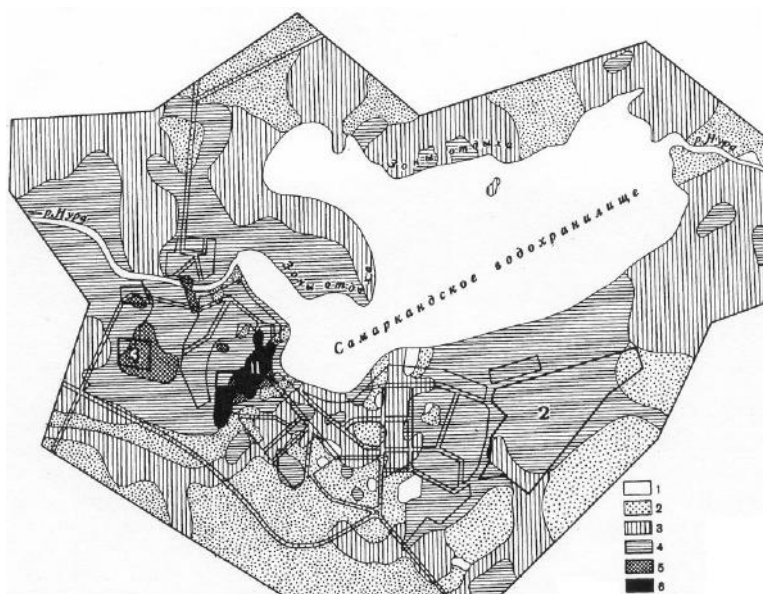


Рис. 29. Ртуть в верхнем слое почв в г. Темиртау (Центральный Казахстан) и его окрестностях [676].
Уровни содержания ртути, мг/кг: 1 – 0,01–0,02; 2 – 0,021–0,100; 3 – 0,11–0,39; 4 – 0,40–2,09; 5 – 2,1–21,0; 6 – 21–2000. На схеме цифрами обозначены: 1 – промзона ПО «Карбид» (ацетальдегидное производство, ртутный катализатор), 2 – промзона металлургического комбината, 3 – территория очистных сооружений.

Продолжительное техногенное воздействие (прежде всего, осаждение промышленной пыли на подстилающие поверхности) способствует изменению общего химического (силикатного) состава верхнего слоя почв промзон и определяет его пространственную неоднородность в пределах небольшого по площади участка территории, что редко наблюдается в естественных условиях (табл. 109). Так, для почв промзон (по сравнению с фоновыми почвами) характерно увеличение количества глинозема, соединений Fe, Ca, Mg, органики (показателя ППП), фтора и заметное уменьшение содержания SiO_2 . Города отличаются пестротой кислотно-щелочных условий почвенного покрова (рН почвенного раствора меняется от 4,2 до 8,5), изменениями состава почвенного поглощающего комплекса (доминируют Ca^{2+} , Mg^{2+} , присутствует Na^+), отмечается общее увеличение емкости поглощения (до 40 мг-экв/100 г и более, нередко до 190) [514]. Применение противогололедных препаратов обуславливает развитие процессов засоления городских почв.

Таблица 109. Общий химический состав верхнего горизонта городских почв, % [709, 799]

Компонент	Местный фон	Территория г. Саранска				
		Жилой район «Светотехника»	Промзона СИС-ЭВС	Промзона СЭЛЗ	Вблизи завода «Резинотехника»	Вблизи ТЭЦ-2
SiO_2	73,69	73,25	69,43	59,74	65,10	64,56
TiO_2	0,54	0,42	0,47	0,76	0,56	0,59
Al_2O_3	6,41	6,39	8,23	14,83	10,03	9,29
Fe_2O_3	0,47	0,93	1,14	4,03	3,04	2,77
FeO	2,59	2,08	5,03	1,72	2,15	1,72
MnO	0,20	0,04	0,06	0,09	0,06	0,07
CaO	0,47	0,94	2,20	2,67	1,73	2,04
MgO	0,70	0,90	0,90	1,70	1,10	1,00
Na_2O	0,55	0,50	0,40	1,13	0,80	0,70
K_2O	1,48	1,43	1,26	2,36	2,31	1,98
P_2O_5	0,14	0,14	0,09	0,19	0,27	0,18
H_2O^+	4,98	1,76	1,84	2,76	2,28	3,16
$\text{S}_{\text{общая}}$	< 0,10	0,21	0,20	0,21	0,10	0,10
ППП	7,20	10,45	8,18	7,35	10,09	11,41
CO_2	0,22	0,22	1,32	1,10	0,66	0,44
Фтор	0,02	0,03	0,04	0,05	0,05	0,04

* Потери при прокаливании.

Интенсивность и масштабы техногенного загрязнения территорий городов наглядно фиксируются при анализе распределения химических элементов в профиле почв. Так, в г. Саранске для Hg, Zn, Mo, Pb, Cu, Ag высокие содержания в почвах промзоны завода СЭЛЗ прослеживаются до глубины 60–80 см. В пределах территории завода СИС-ЭВС загрязнение почв для большинства элементов наблюдается в основном до глубины 10–15 см, тогда как наличие мощного источника поставки свинца (стекольное производство), дополнительное воздействие автотранспорта и ряда других предприятий определили очень высокие концентрации этого металла в 90–100 см горизон-

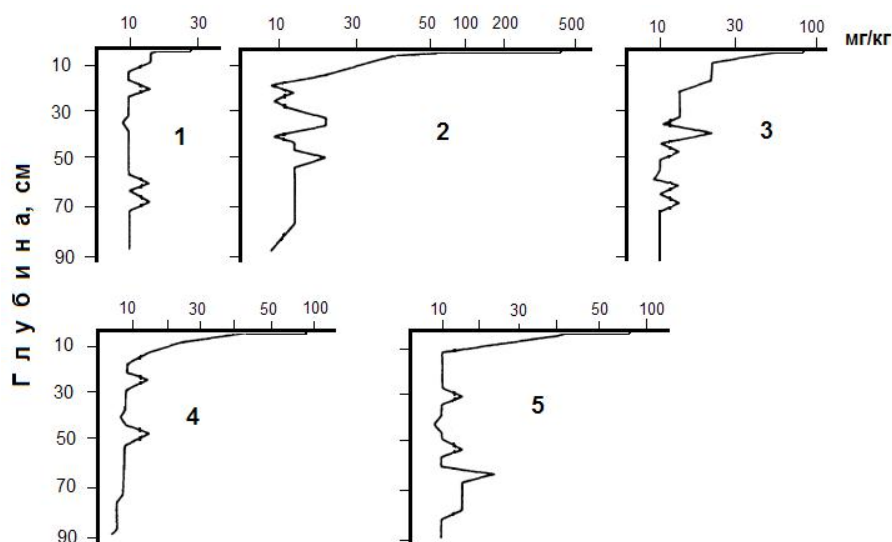


Рис. 30. Свинец в профиле почв г. Саранска (фоновый уровень свинца в почвах составляет 15 мг/кг) [63]. Расположение разрезов: 1 – жилой микрорайон «Светотехника»; 2 – промзона завода Специальных источников света и электровакуумного стекла (СИС-ЭВС); 3 – микрорайон «Северный» (ТЭЦ-2 и зона влияния завода СИС-ЭВС), 4 и 5 – промзона электролампового завода СЭЛЗ.

те почв, причем не только в зоне влияния стекольного производства (рис. 30). В г. Темиртау в пределах промзоны завода «Карбид» (производство ацетальдегида с использованием ртутного метода) практически во всей 1,5-метровой толщии почвогрунтов фиксировались очень высокие концентрации ртути (рис. 31). Максимальные концентрации ее были обнаружены в верхнем (0–15 см) слое почв, причем в верхних 5 см они достигали 160 мг/кг (при фоновых уровнях в 0,01–0,03 мг/кг). Характерно появление высоких содержаний (3–7 мг/кг) этого металла в нижних горизонтах разреза, что может быть связано как с его миграцией (в том числе, в виде жидкого металла), так и с возможным реликтовым загрязнением.

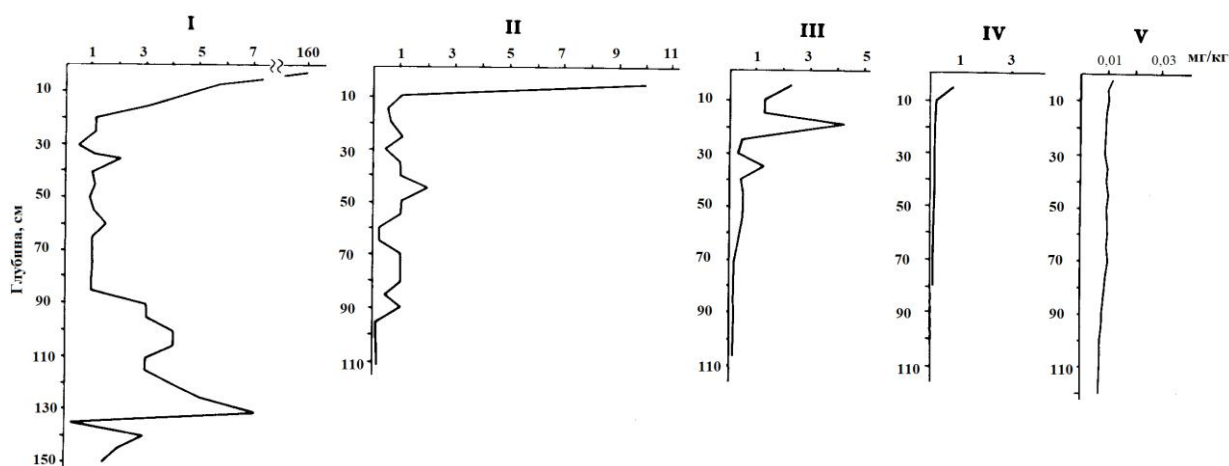


Рис. 31. Распределение ртути в профиле почв в пределах г. Темиртау и фонового участка [676].

I – промзона завода «Карбид». II – вблизи промзоны завода «Карбид» (0,5 км от завода), III – центр города (3–4 км от завода), IV – восточный район города (8–9 км от завода), V – фон.

Для вертикального распределения ртути в шурфах, заложенных вне промзоны «Карбида», также характерно выраженное накоплением этого металла в верхнем слое почв. Показательно, что

по мере удаления от «Карбида» (основного источника поставки ртути в городскую среду) наблюдается не только снижение ее уровней в верхнем слое почв, но и фиксируется уменьшение мощности загрязненного этим элементом слоя почв. Так, если в пределах промзоны ртутью достаточно интенсивно загрязнена вся толща почвогрунтов, то на удалении в 0,5 км ее аномалии фиксируются до глубины в 90 см, в центре города – до глубины в 60–65 см, в восточной части города – до 30–35 см. В фоновых почвах распределение ртути при ее очень низких уровнях довольно однообразное. Таким образом, наблюдается четкая зависимость глубины проникновения поллютанта от расстояния от источника его поступления (в сущности, от интенсивности выпадения из атмосферы на подстилающую поверхность). Наличие мощного источника поставки ртути в окружающую среду обуславливает значительное накопление ее в городском почвенном покрове, в свою очередь являющегося значительным вторичным источником загрязнения (табл. 110). Как видим, только в верхнем слое почв города средние запасы ртути достигают 53 т, с учетом же особенностей вертикального распределения этого металла в профиле почв они будут существенно больше. Значительная часть территории города характеризуется высоким уровнем ртутного загрязнения, фиксируемого почвенным покровом.

Таблица 110. Структура загрязнения территории г. Темиртау ртутью и ее запасы в верхнем (0–10 см) горизонте почв [676]

Уровень загрязнения (см. рис. 29)	Площадь аномалий		Ртуть, мг/кг		K _c относительно фона	Запасы, кг
	км ²	доля, %	среднее	пределы		
Фоновый	1,1	2,6	0,015	0,01–0,02	1,5	2
Слабый	10,6	26,3	0,08	0,021–0,1	8	102
Средний	6,7	16,6	0,3	0,11–0,39	30	241
Сильный	18,8	46,4	0,9	0,40–2,09	90	2000
Опасный (промзона «Карбид»)	0,5	1,3	3	2,10–21	300	180
Опасный (Старый город)	1,7	4,2	10	4–21	1000	1400
Чрезвычайно опасный	1,1	2,6	375	21–2000	37200	49000
Общее	40,5	100	–	0,01–2000	1,5–37500	53000

Повышенная экологическая опасность формирующихся в пределах промзон геохимических аномалий (техногенного загрязнения) подтверждаются данными по содержаниям в почвах подвижных (извлекаемых аммонийно-ацетатной вытяжкой) форм металлов (табл. 111). Для большинства из них в зонах загрязнения наблюдается возрастание удельных концентраций указанных форм вплоть до превышения существующих гигиенических нормативов (Pb, Cu, Zn). Показательно, что в почвах промзоны электролампового завода (СЭЛЗ) доля подвижных форм металлов выше, чем в почвах территорий других заводов. Это, отчасти, может быть связано с особенностями нахождения химических элементов в составе выбросов заводов и более продолжительным периодом формирования аномалий, в ходе которого «первичные» соединения элементов в условиях окружающей среды могли трансформироваться в подвижные («вторичные») формы [686].

Таблица 111. Формы нахождения металлов в почвах промзон различных заводов г. Саранска [686]

Металл	СЭЛЗ			Электровыпрямитель			Силовой электроники			Силовых полупроводников		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Cu	160	8,4	5,3	100	1,7	1,7	26	0,8	3,1	26	0,1	0,4
Zn	300	10,5	3,5	220	32	14,5	82	1,9	2,3	160	1,6	1
Ni	73	9,6	13	75	2	2,7	46	0,7	1,5	37	0,2	0,5
Cr	80	2,3	2,9	260	2,5	1	80	0,2	0,3	80	0,1	0,1
Cd	5	1,2	24	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Pb	480	36,4	7,6	60	3,9	6,5	30	0,9	3	30	0,2	0,7

Примечание. I – вал, мг/кг; II – ацетатно-аммонийная вытяжка (pH=4,8), мг/кг; III – доля подвижных форм, извлекаемых указанной вытяжкой, %.

Важным источником загрязнения поверхностного стока, особенно свинцом (а также Zn, Cr, Ni, V), выступает автотранспорт. Уровни содержания общего (раствор+взвесь) свинца в снеге с дорог колеблются в пределах 3,6–113 мг/л, растворенного – от 0,05 до 2 мг/л; в поверхностном

стоке с автострад концентрации общего свинца составляют 0,25–14 мг/л, растворенного – 0,01–1,8 мг/л [976]. Как правило, наблюдается прямая зависимость количества переносимого стоком свинца от интенсивности автомобильного движения (особенно), количества проживающих в пределах водосбора жителей (плотности населения), площади водонепроницаемых территория [985]. Естественно, что основным фактором является интенсивность движения автотранспорта. Особо следует отметить, что в городах в систему дождевой канализации попадает большое количество воды от мытья автомобильного транспорта, которая содержит значительные примеси горючих и смазочных веществ, детергентов и других поллютантов. При истирании автомобильных шин уличная пыль обогащается цинком, причем только 5–10% такой пыли попадает в атмосферу, основная же часть осаждается в виде нерастворимых частиц на поверхности и обочинах дорог [1034].

Более высокий коэффициент стока с городских территорий наряду с высокой мутностью вод определяют тот факт, что модули твердого стока, свойственные промышленно-урбанизированным районам, намного превышают аналогичные показатели для сельскохозяйственных и тем более для природных территорий. Обогащению городского поверхностного стока твердыми частицами (осадочным материалом) способствует и большая интенсивность эрозии, свойственная хозяйственно освоенным землям и особенно строительным площадкам (табл. 112–114). По данным [975], сток наносов с водосборов, находящихся под застройкой, колеблется от 300 до 2200 т/км²/год, что превосходит смыв с естественных земель в 2–100 раз, причем нижний предел относится к большим, верхний – к малым водосборам [300]. Темпы смыва наносов со стройплощадок в городах шт. Висконсин (США) достигали 500 т/га в год. В районе г. Вашингтона (США) р. Потомак (площадь водосбора 250 тыс. км²) ежегодно переносила 2 млн. т взвешенных наносов, из которых 20% поступало с городских территорий, которые занимают лишь 2% площади речного бассейна [300]. В США с автострад выносятся в водные объекты до 56 млн. т наносов в год [610]. Очень часто именно поверхностный сток с городских территорий является основным источником поступления техногенного осадочного материала в водные объекты (табл. 115). Весенний смыв почвы с территории городов в центральной лесостепи Русской равнины в 10 раз превышает интенсивность эрозии с пахотных угодий [630].

Таблица 112. Твердый сток в городских и сельскохозяйственных районах [329]

Территория	Объем стока, м ³ /год	Коэффициент стока	Мутность, кг/м ³	Модуль твердого стока, кг/га
Город Курск (в целом)	851	0,16	3,25	2767
Сельскохозяйственные угодья	286	0,05	2,57	704

Примечание. Приведены среднегодовые данные.

Таблица 113. Содержание взвешенных веществ в поверхностном стоке с городских территорий [371]

Характеристика водосбора	Взвешенные вещества, г/л
Современная жилая застройка	1,4–1,5
Недостаточно благоустроенные территории с преобладанием усадебной застройки	1,8–2,5
Центральные, благоустроенные районы с интенсивным движением транспорта и пешеходов	1,7–2,2
Районы крупных промышленных предприятий	1,7–2,5
Селитебные районы с наличием эродируемых склонов или стройплощадок	4–6

Таблица 114. Типичная интенсивность эрозии при различном землепользовании [610, 1022]

Характер освоения	Темпы эрозии, т/км ² /год	Относительно леса=1
Лес	8,5	1
Сенокосы	85	10
Заброшенные карьеры	850	100
Возделываемые агроугодья	1700	200
Вырубки	4250	500
Разрабатываемые карьеры	17000	2000
Строительные площадки	17000	2000

Таблица 115. Поступление взвешенных веществ в водные объекты в зоне влияния г. Твери [636]

Источник поставки (данные за год)	Взвешенные вещества		
	мг/л	тонн	доля, %
Очистные сооружения города	12	933,6	3,45
Очистные сооружения предприятий	10	53,1	0,19
Выгреба предприятий	50	5	0,02
Аварии канализации	100	10	0,04
Ливневые стоки через очистные сооружения предприятий	500	2500	8,97
То же, без очистки (от предприятий)	500	2500	8,97
Ливневые стоки селитебной зоны	500	20690	74,23
Все ливневые стоки	12–500	25690	81,07
Стоки ТЭЦ	10	1076	3,86
Стоки от неканализованного жилого сектора	50	75	0,27
От обслуживания частного транспорта	10	0,1	0,0004
От автотранспортных предприятий	10	1	0,004
Итого	10–500	27874,5	100

Осадочный материал, содержащийся в поверхностном стоке, обладает особыми физико-химическими свойствами, что имеет существенные геохимические последствия, поскольку взвешенный и влекомый материал дождевого потока несет важные буферные функции [900]. Многие химические элементы в потоке фиксируются взвешенными частицами. В составе наносов присутствуют резиновые частицы, кирпич, стекло, бетон, зола, битум, пластиковые материалы, металлические частицы, асбестовые и искусственные волокна и др. Размеры частиц находятся в основном в пределах 0,1–0,5 мм. В районах строительства в стоке наблюдается обилие глинистых частиц, частичек цемента и других строительных материалов, также обладающих высокими сорбционными свойствами. По данным [901], в поверхностном стоке с городских территорий только 4–8% взвешенных веществ составляет материал < 0,06 мм в диаметре, но он несет до 30% всех тяжелых металлов; 40–90% поллютантов связаны с частицами < 0,2 мм. Фракционный состав твердых примесей в атмосферных водах непостоянен как в течение стока одного дождя, так и в пробах, взятых при выпадении различных дождей [371]. Важной особенностью дождевого стока является резкая неравномерность распределения уровней поллютантов по ходу дождя [933]. Количество взвешенных веществ в поверхностном стоке зависит также от интенсивности, продолжительности и частоты выпадения осадков, характера и периодичности уборки городских территорий.

В техногенных ландшафтах серьезными источниками загрязнения водотоков химическими веществами являются свалки отходов, поставка загрязняющих веществ с которых осуществляется в составе поверхностного, внутрипочвенного и грунтового стока. Изучение состава мелкозема свалок установило высокие уровни в нем многих элементов (табл. 116). Из-за малой и невыдержанной мощности грунтов, которыми нередко перекрываются свалки отходов, их верхний слой также обогащен многими поллютантами. В материале поверхностного слоя свалок заметная часть металлов, например, цинк (40–70%), меди и никель (10–20%), кадмий (до 100%) находится в виде подвижных соединений. При удалении от свалки доля подвижных форм металлов, как правило, снижается. Активная миграция загрязняющих веществ приводит к их проникновению в грунтовые и подземные воды. Подземные и грунтовые воды в пределах свалок характеризуются присутствием очень широкого комплекса химических элементов и их соединений (табл. 117). При разложении отходов и просачивании через них атмосферных осадков образуется так называемый свалочный фильтрат, который попадает в дренажные каналы и т. п. и в конечном счете поступает в водные объекты (табл. 117–119). Свалочный фильтрат обогащен коллоидными частицами, в которых присутствуют органические соединения, кремний, алюминий, кальций, железо и сера, что способствует концентрированию в нем тяжелых металлов до очень высоких уровней [460, 957]. Высокими уровнями химических элементов и их соединений отличаются и воды поверхностного стока непосредственно с территорий свалок (табл. 120). Их поступление в водотоки в существенной мере обуславливает накопление в донных отложениях последних широкого комплекса химических элементов (табл. 121). Значение свалок как источников поставки загрязняющих веществ сохраняется долгие годы даже после их закрытия [149].

Таблица 116. Химические элементы в мелкоземной фракции свалок Московской области [40]

Свалка	Химические элементы и порядок значений их K_C относительно фона в почвах				
	> 300	300 – 100	100 – 30	30 – 10	10 – 1,5
Воронцово	–	–	Ag-Cu-Hg-Zn-Sn	Pb	Cr
Саларьево	–	Ag	Zn-Cd-W-Pb-Sn-Cu	Mo	Bi-Cr-Ni-Ba-Sr
Кучино	–	Ag-Cd	Zn-W-Cu	Pb-Sn-Mo	Cr-Co-Ni
Сосенки	Ag	W-Zn-Cu	Mo-Cd-Sn-Pb	Ni-Cr-Sr-Co-Be	Ba
Дурыкино	–	–	Zn	Bi-Sn-Pb-Cu	Cu-W-Ni-Ag-Cr
Лобня	Ag	Cu-Bi	Zn	W-Pb-Sn-Mo	Cr-Ni

Таблица 117. Состав подземных вод на территории свалок (G. Milde et al., 1990, цит. по [271])

Компоненты	Кол-во проб	Средняя	Максимальная
<i>Неорганические компоненты, мг/л</i>			
Бор	250	0,949	31,2
Натрий	338	140	3600
Хлор	360	218	6020
Магний	321	39	436
Кальций	318	177	785
Калий	217	34	250
Стронций	205	0,604	5,58
Сульфаты	352	218	8560
Никель	249	0,116	23,168
Марганец	329	1,6	33
Мышьяк	253	0,061	4,0
Хром	279	0,04	5,123
NH ₄ ⁺	276	14	945
Фтор	0,397	0,3	1,7
Медь	275	0,027	0,577
NO ₃ ⁻	347	59	11500
PO ₄ ³⁻	207	2,3	115
Цинк	328	0,921	168,12
Железо	335	10	240
Свинец	334	0,0076	0,45
NO ₂ ⁻	285	0,8	79
Алюминий	168	0,947	59,571
Селен	112	0,0002	0,014
Кадмий	33	0,04	13
Ртуть	232	0,0001	0,0034
<i>Органические компоненты, мкг/л</i>			
Тетрахлорэтен	277	56,1	6504
Трихлорэтен	277	1013	128000
Цис-1,2-дихлорэтен	153	22095	411000
Бензол	127	141	1795
n-/m-ксилол	92	39,9	447
1,1,1-трихлорэтан	206	16,5	270
Трихлорметан	236	76,2	2800
1,2-дихлорэтан	16	107	210
Винилхлорид	136	1693	12000
Толуол	127	73,2	911
Дихлорметан	114	38067	4999000
Тетрахлорметан	201	1,2	23
4-метилфенол	124	42	283
2-метилфенол	174	10	63,9
Хлорбензол	93	52,9	388
1,2-дихлорбензол	90	1,4	6,6
1,4-дихлорбензол	90	31,9	265
Нафталин	124	2,2	12,6
Этилбензол	124	32,2	160
О-ксилол	127	13,8	69
2,4,6-трихлорфенол	124	3,2	24,1
3,5-диметилфенол	124	16,2	61
Фенол	124	2,2	5,6
1.1.2-трихлорэтан	140	36	190
1,3-дихлорбензол	90	11,5	–

Таблица 118. Усредненные характеристики свалочного фильтрата через 6–8 лет после закладки бытового мусора на хранение (О. Tabasaran, 1982, цит. по [655])

Показатель	Значение, мг/л
Сухой остаток	20000
Нерастворимые вещества	2000
Сумма щелочных и щелочноземельных металлов	8000
Сумма тяжелых металлов	10
Общее железо	1000
Аммонийный азот (в расчете на азот)	1000
Сульфаты	1500
Гидрокарбонаты	10000
БПК ₅	4000
ХПК	6000
Фенол	50
Детергенты	50
Вещества, экстрагируемые метиленхлоридом	600
Органические кислоты, отгоняемые с водяным паром (в расчете на уксусную кислоту)	1000

Таблица 119. Химические элементы в свалочном фильтрате, мкг/л [40]

Компонент	Кучино	Хметьево	Сапарьево	Сосенки	Лобня	Фон*
Хром	495	1200	170	147	54	3
Марганец	620	320	372	285	132	30
Никель	380	650	142	189	74	2,6
Медь	1800	640	149	610	5	7,6
Цинк	1040	3800	121	267	348	28
Кадмий	52	1	3,5	4,5	6	0,024
Ртуть	2,5	–	0,05	0,06	0,05	0,066
Свинец	160	200	28	38	75	2,2

* В речных водах Московской области [711].

Таблица 120. Химический состав поверхностных вод, образующийся в пределах Щербинской свалки промышленно-бытовых отходов [669]

Компонент	Водоем на территории свалки	Ручей, дренирующий свалку	р. Пахра в зоне свалки
Минерализация	12438	10908	2945
Окисляемость	55,5	49,4	20
NH ₄ ⁺	0,2	3	2,5
NO ₂ ⁻	0,2	1,5	0,9
NO ₃ ⁻	1,5	1,5	6
PO ₄ ³⁻	0,05	0,04	5
Калий	385	2200	55
Алюминий	3250	3063	450
Фтор	550	762	460
Титан	110	104	14
Марганец	810	669	16
Железо	4400	4200	700
Никель	30	25	39
Мышьяк	8,3	5	4,5
Серебро	1,1	0,2	0,3
Барий	55	52	21
Свинец	23	15	20

Таблица 121. Геохимические ассоциации в речных отложениях в районе Щербинской свалки [669, 724]

Река	Коэффициент концентрации относительно местного фона					Z _c
	> 100	100 – 30	30 – 10	10 – 3	3 – 1,5	
Канопелька	Sn	Ag-Cd-Ni	Hg-Cu	Sb-Pb-Zn-Cr-Bi-W	Sc-As-Be-V-La-Mo-B-Nb-Mn-Y-Yb	994
Пахра	Sn-Ag	Cd-Cr	Pb-Ni-Hg-Cu	Be-Bi-Zn-La-Sb	Sc-As-Mo-Y-W	592

В городских районах широко практикуется создание так называемых снегосвалок, концентрирующих значительные количества различных химических элементов. Обычно их максимальные концентрации (особенно Pb, Zn, Cr, Ni и др.) обнаруживаются в твердом материале снега, вывозимого из промышленных зон и с магистралей с интенсивным автомобильным движением [508]. В сбрасываемом в московские реки снеге содержания взвешенных веществ изменялись от 1320 до 22200 мг/л, нефтепродуктов – от 36 до 2170 мг/л [161]. В г. Стокгольме в начале 1970-х гг. в водные объекты в пределах городской территории ежегодно сбрасывалось 850 тыс. м³ снега, содержащего около 30 т свинца, 6 т нефтепродуктов, 130 т хлорида натрия [981]. Источниками интенсивного загрязнения некоторыми веществами снежного покрова, как уже отмечалось, являются широко применяемые в городах разнообразные противогололедные препараты.

В каждом конкретном городе соотношение рассмотренных выше двух групп источников поступления загрязняющих веществ в водные объекты может быть достаточно разнообразным, но, при прочих равных условиях, наличие значительных по площади непроницаемых территорий и дренажной сети заметно увеличивает роль поверхностного стока как источника загрязнения. В больших (по площади) городах и городских агломерациях роль поверхностного стока также будет более значимой, нежели в средних и особенно малых городах, где основное воздействие на водотоки связано преимущественно с канализационным стоком. В городах, где отсутствует дренажная система, ведущую роль в формировании состава речных вод играет канализационный (общегородской и промышленный) сток. Глубокозалегающие подземные (артезианские) воды оказывают влияние (опосредованное) на состав поверхностных вод главным образом в тех городах, где они интенсивно используются для хозяйственно-питьевого и промышленного водоснабжения и затем поступают в городскую канализацию. В некоторых случаях они способны являться дополнительным источником поставки в городские сточные воды ряда главных ионов (натрия, сульфатов, хлоридов) и некоторых химических элементов (фтора), что, например, характерно для г. Саранска [242, 682, 756] и некоторых других городов [745, 753].

В табл. 122 показана относительная поставка металлов на очистные сооружения г. Нью-Йорка от различных источников. Если для никеля и хрома заметно преобладает поступление со сточными водами гальванических производств, то для других металлов существенную роль играют бытовые сточные воды и поверхностный (дождевой) сток. Оценка поступления химических элементов в конечные бассейны стока также показывает значимость поверхностного стока и сброса бытовых и промышленных сточных вод в поставке металлов (табл. 123). Расчеты, выполненные на основе данных Ю.Е. Саета, полученных им в начале 1980-х гг. для территории г. Москвы, свидетельствуют о ведущей роли ливневого стока в выносе многих химических элементов в р. Москву и ее притоки (табл. 124).

Таблица 122. Поставка металлов на очистные сооружения г. Нью-Йорка [967]

Источник	Доля от общей поставки, %				
	Хром	Никель	Медь	Цинк	Кадмий
Водоснабжение	0	0	20	7	0
Гальваника	43	62	12	13	33
Прочая индустрия	9	3	7	7	6
Дождевой сток	9	10	14	31	12
Бытовой сток жилых районов	28	25	47	42	49
Неизвестные источники	11	0	0	0	0
Общая поставка	674	509	1160	1780	73

Таблица 123. Поступление химических элементов в Ньюйорскую бухту, т/год (доля от общего поступления, %) [915]

Источник	Хром	Никель	Медь	Цинк	Кадмий
Сточные воды после очистки	129 (29)	154 (43)	234 (27)	418 (21)	15 (30)
Поверхностный городской сток	114 (26)	108 (30)	329 (37)	1147 (56)	18,2 (35)
Необработанные сточные воды	94 (22)	71 (20)	162 (18)	249 (12)	9,9(19)
Захоронение осадка сточных вод	99 (23)	24 (7)	157 (48)	225 (11)	8,3 (16)
Общая поставка от г. Нью-Йорка	436 (100)	357 (100)	882 (100)	2039 (100)	52,2 (100)

Таблица 124. Поставка химических элементов в водотоки в пределах г. Москвы различными источниками (рассчитано по данным [501])

Элемент	Поставка с разными стоками, доля, %			
	с промышленным	с канализационным	с ливневым	фоновый
Хром	0,8	54,9	25,8	18,5
Марганец	2,5	12,6	49,5	35,4
Никель	4,3	19,4	44,5	31,8
Медь	7,2	21,2	58,1	13,5
Цинк	0,3	7,6	84,2	7,9
Стронций	14,1	9,6	20,6	55,7
Молибден	1,0	13,9	36,3	48,8
Кадмий	5,4	31,6	53,8	9,2
Свинец	1,2	8,6	67,9	22,2

Значимость поверхностного стока в загрязнении городских рек подтверждается также данными, отражающими поступление в водные объекты взвесей и органических веществ (табл. 125). Определенное количество их выносится в результате практикуемого, особенно в крупных городах, сброса снега в водотоки, убираемого с городских территорий. Как видим, до 90% поступающих в водотоки взвешенных веществ и около 48% органических поллютантов связано с отводимым с промышленно-урбанизированных территорий поверхностным стоком (включая снегосплав). По оценкам [275], в 2002 г. сток взвешенных веществ для р. Москвы на входе в г. Москву (Тушино) оценивался в 4,4 тыс. т/год, в пределах городского участка (Тушино – Перерва) составлял 16,6 тыс. т/год, ниже выпуска Курьяновской станции аэрации – 12,32 тыс. т/год.

Таблица 125. Источники загрязнения р. Москвы взвешенными веществами и органическими соединениями, в % от общей поставки [54]

Источники	Органические соединения	Взвешенные вещества
Очищенные стоки	48	2
Весенний сток	19	26
Дождевой сток	17	35
Снегосплав	10	20
Грунтовые (дренажные) воды	4	10
Поливомоечные воды	2	7

Для быв. СССР суммарный годовой объем поверхностного стока с застроенных территорий в целом по стране оценивался примерно в 15 км³, с которым в водные объекты ежегодно поступало более 5 млн. т взвешенных веществ, около 150 тыс. т нефтепродуктов и более 400 тыс. т органических соединений [386]. В то же время, с канализационным стоком городов страны в водоемы и водотоки было сброшено 2,3 млн. т взвешенных веществ, 74 тыс. т нефтепродуктов и 1,6 млн. т органических соединений. Таким образом, с поверхностным стоком взвешенных веществ и нефтепродуктов в водные объекты поступило в два раза больше, нежели с канализационным стоком. В конкретных условиях поставка нефтепродуктов в поверхностные водные объекты может быть связана главным образом (из-за влияния автотранспорта) с ливневыми стоками (табл. 126).

Таблица 126. Поступление нефтепродуктов в поверхностные водные объекты г. Твери [636]

Источник поставки	Нефтепродукты		
	мг/л	тонны/год	доля, %
Очистные сооружения города	2	160,6	12,66
Очистные сооружения предприятий	1	5,31	0,42
Выгреба предприятий	10	1	0,08
Аварии канализации	20	2	0,16
Ливневые стоки через очистные сооружения предприятий	20	100	7,89
То же, без очистки (от предприятий)	20	100	7,89
Ливневые стоки селитебной зоны	20	827,6	65,29
Все ливневые стоки	1–20	1027,6	81,07
Стоки ТЭЦ	0,5	53,8	4,25
Стоки от неканализованного жилого сектора	10	15	1,18
Обслуживание частного транспорта	20	0,2	0,02
Автотранспортные предприятия	20	2	0,16
Итого	0,5–20	1267,54	100

Приводимая таблица неплохо иллюстрирует также генетическую структуру сточных вод, отводимых в пределах города. В данном случае основными источниками поступления стоков являются общегородские очистные сооружения, ливневой (поверхностный) сток с городской территории и сточные воды ТЭЦ.

Таким образом, в городах и промышленно-урбанизированных районах существуют две основные группы источников загрязнения, определяющих способы поставки осадочного материала и загрязняющих веществ в реки. Первую группу составляют точечные источники, осуществляющие сброс сточных вод в водотоки по системам канализации (канализационный сток города). В городах обычно основным источником являются общегородские очистные сооружения, принимающие бытовые и производственные сточные воды и сбрасывающие их после очистки в водные объекты (общегородской канализационный сток). Вторая группа объединяет неточечные (площадные) источники загрязнения: сток с территории города талых, дождевых и поливочных вод, внутрипочвенный сток и грунтовый сток (поверхностный сток с промышленно-урбанизированных территорий). В некоторых городах определенное значение имеют снеготаяние, разгрузка в реки загрязненных подземных вод, водный транспорт. Непосредственная поставка загрязняющих веществ в реки с атмосферными выпадениями незначительна, но она играет важную роль в формировании качественного состава поверхностного стока. Техногенное поступление осадочного материала (и связанных с ним химических элементов) в поверхностные водотоки существенно превышает природную поставку, характерную для данной ландшафтной зоны. Основная масса техногенного осадочного материала, обогащенного химическими элементами, стабильно в течение всего года поступает в поверхностные водотоки с общегородским канализационным стоком. В промышленных городах к нему добавляется локальный канализационный сток. Качественные и количественные характеристики канализационного стока зависят от размеров города (численности населения), особенностей его промышленной инфраструктуры, используемых систем сбора, очистки и отведения образующихся в его пределах сточных вод (и отходов). Во многих промышленно-урбанизированных районах важным (сезонным) источником поставки осадочного материала и связанных с ним загрязняющих веществ в водотоки является поверхностный сток, качественные и количественные параметры которого в существенной мере определяются гидрологическими особенностями города, его размерами, благоустроенностью, а также зависят от интенсивности поступления загрязняющих веществ на подстилающую поверхность и ее характеристик, в свою очередь обусловливаемых степенью очистки промышленных выбросов и существующими системами сбора отходов и уборки городских территорий.

3.2.2. Источники и пути поступления загрязняющих веществ в сельскохозяйственных районах

Негативное воздействие сельского хозяйства на поверхностные водные объекты традиционно связывают с поступлением в них биогенных элементов (особенно соединений азота и фосфора), органических веществ и некоторых макрокомпонентов (калий, хлориды, натрий, магний), а также с бактериальным загрязнением. Так, глобальной проблемой стало антропогенное евтрофирование водоемов, во многом обусловленное фосфором и азотом, поступающими со сточными водами сельскохозяйственных объектов и поверхностным стоком с освоенных территорий [266, 610]. В пределах Московской области выделен техногенный нитратный биогеохимический район, формирование которого в значительной мере обусловлено массовым применением минеральных и органических удобрений и который отличается высокими содержаниями нитратов в почвах, растительности и грунтовых водах (табл. 127). Исследования последних лет свидетельствуют о том, современное сельскохозяйственное производство является существенным источником поставки в поверхностные водотоки более широкой группы поллютантов, в том числе микроэлементов (включая тяжелые металлы, редкие и рассеянные элементы). Ведущая роль в формировании микроэлементного состава сточных вод, поверхностного, внутрипочвенного и грунтового стока, в конечном счете поступающих в реки, принадлежит средствам химизации и отходам животноводства.

Естественно, что не исключено поступление на водосборные территории загрязняющих веществ, связанных с их локальным и региональным переносом от промышленно-урбанизированных зон. Иногда определенное значение, особенно в горнорудных районах, имеют природные факторы, прежде всего геохимические особенности почв и горных пород.

Таблица 127. Соединения азота в поверхностных и грунтовых водах Московской области, мг/л [45]

Компонент	Каскадно-водосборная система *				Область в целом	Фон [641, 711]
	1	2	3	4		
Поверхностные воды						
NO ₃ ⁻	4,8	6,9	17,0	4,9	9,6	2,0
NH ₄ ⁺	1,4	0,11	1,2	0,91	1,1	0,5
Грунтовые воды						
NO ₃ ⁻	12,0	26,0	38,0	24,0	28,0	1,09
NH ₄ ⁺	0,13	0,11	0,12	0,14	0,13	0,41

* 1 – Верхне-Волжская, 2 – Москворецкая, 3 – Окская, 4 – Клязьминская.

Широкое применение в сельском хозяйстве минеральных (калийных, азотных, фосфорных) удобрений – один из главных видов техногенного воздействия на окружающую среду в агроландшафтах. С эколого-геохимических позиций особое значение имеет использование фосфорных удобрений, поскольку они производятся исключительно на основе природных фосфатов (магматогенных апатитовых руд и осадочных фосфоритовых руд), являющихся, в сущности, полиминеральным сырьем. Минералого-геохимические исследования различных видов фосфатного сырья свидетельствуют о его обогащении многими химическими элементами, в первую очередь, фтором, иттрием, молибденом, ураном, редкими землями, ртутью, кадмием [48, 72, 220, 221, 505, 532, 539] (табл. 128, 129). Необходимо отметить, что в зависимости от типа фосфатных руд наблюдаемые максимальные концентрации элементов, указанных в табл. 128 и 129, могут в несколько раз превышать их средние значения [539]. Например, для пиритсодержащих ракушечных, глауконитовых и желваковых фосфоритов с повышенным содержанием железа типичны очень высокие концентрации As (до 40–300 мг/кг), Co и Ni (до 40 мг/кг), для фосфоритов Каратау – Pb, для сибирских зернисто-ракушечных фосфатов – Sr и редкоземельных элементов (до 3500 мг/кг). В апатите Хибинских месторождений в относительно повышенных уровнях обнаружено 15 редкоземельных элементов (наиболее интенсивно концентрируются La и Ce) и стронций.

Таблица 128. Сравнительная характеристика содержаний химических элементов в фосфатных рудах и удобрениях, мг/кг

Элемент	Фосфатные руды [539]	Фосфатные удобрения [219]	Удобрения, Ruppert (1975) [250]	Кларк литосферы [92]	Среднее в почвах мира [862]
F	24000–35000	8500–38000	–	660	200
V	25–50	2–1600	40	90	90
Cr	20–50 (100) *	66–245	200	83	70
Mn	30–100 (500)	40–2000	500	1000	1000
Co	15–20	1–12	–	18	8
Ni	10–30	7–38	10	58	50
Cu	20–30	1–300	5	47	30
Zn	30–60 (300)	50–1450	150	83	90
As	2–5	2–1200	–	1,7	6
Sr	300–500 (2000)	25–500	–	340	250
Y	50 (200)	–	–	29	40
Mo	2–5	0,1–60	4	1,1	1,2
Cd	0,5–1	0,1–170	1	0,13	0,35
Hg	0,1–0,2	0,01–1,2	0,05	0,083	0,06
Pb	15–20	7–225	100	16	35
Th	5–10	–	–	13	–
U	20–40	30–300	–	2,5	–
TR ₂ O ₃	1000	–	–	–	–

* В скобках – для российских месторождений.

Таблица 129. Химические элементы в главных типах фосфатных руд разных месторождений, мг/кг (обобщение [401])

Элемент	Апатитовые	Фосфоритовые				Кларк литосферы [92]
	Хибины	Каратау	Сирия	Кингисепп	Егорьевское	
Фосфор	170000	1085360	127000	24000	53000	930
Стронций	15900	790	1690	900	710	340
Фтор	8500	21000	36400	5500	600	660
Титан	36600	600	30	1130	790	4500
Ванадий	340	50	50	61	118	90
Иттрий	11	40	30	106	50	40
Уран	3	25	53,9	20	18	2,5
Кадмий	—	0,6	1,7	—	0,5	0,35
Свинец	—	—	6	57	55	35
РЗЭ *	2250	800	470	320	800	—

* Редкоземельные элементы.

По мнению [221], в фосфатном сырье и фосфорсодержащих удобрениях рекомендуется (с эколого-гигиенической точки зрения) контролировать содержания 16 элементов: F, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Sr, V, Cr, Pb, Hg, Co, Cd, U, Th, Y. Анализ поведения химических элементов в цепи обогащения апатитовых и фосфоритовых руд показывает, что значительная часть из них переходит (часто в более высоких содержаниях) из руд в концентраты, которые используются в сельском хозяйстве [402, 508]. Необходимость контроля содержания химических элементов обусловливается и тем, что распределение их в фосфорных удобрениях отличается резкой неоднородностью, предопределяемой спецификой состава агроруд. Тем не менее, как правило, наиболее интенсивно в удобрениях концентрируются F, As, Sn, Cd, Y, La, Ce; некоторые виды удобрений, кроме того, отличаются повышенными содержаниями Sr, Pb, Ba, Se и других элементов (табл. 130, 131).

Таблица 130. Содержание некоторых химических элементов в суперфосфатах [845]

Элемент	мг/кг	Элемент	мг/кг
Мышьяк	1,2–2,2	Свинец	7–92
Кадмий	50–170	Никель	7–37
Хром	66–243	Селен	0–4,5
Кобальт	0–9	Ванадий	20–180
Медь	4–79	Цинк	50–1430

Таблица 131. Ассоциации химических элементов в некоторых типах фосфорных удобрений

Исходное сырье	Удобрение	Порядок значений K_K химических элементов				
		>100	100–30	30–10	10–3	3–1,5
Апатитовый концентрат	Аммофос	P ₂₃₅	—	—	F-As-La-Ce-Y-Sn	Sr-Cd-(Nb)
	Нитроаммофос	P ₁₁₀	—	—	As-F-La-Sn-Ce	Y-Cd
Фосфоритовый концентрат микрозернистых фосфоритов	Аммофос	P ₁₉₂	—	As ₂₀ -F ₁₅	Cd-Sn	Y-(Mn-Pb)
	Диаммоний фосфат	P ₂₄₇	—	As ₁₃	Sn-Cd	F-(Pb)
	Монокальций фосфат	P ₂₅₆	—	As ₁₄	Cd-Sn-Pb	F-Y-(Sr)
Фосфоритовый концентрат ракушечных фосфоритов	Двойной суперфосфат	P ₁₈₅	—	As ₁₅ -F ₁₂ -La ₁₂	Y-Ce-Sr-Cd-Ba	(Nb-Pb)
Фосфоритовый концентрат желваковых фосфоритов	Фосфоритовая мука	—	P ₈₀	As ₂₈ -F ₁₆	Cd-Pb-Sr-Sn	Zn-La-Ce-Y-(Mn)

Примечание. Рассчитано по данным [508]; K_K — здесь и далее кларк концентрации (отношение реального содержания элемента в данном компоненте к его среднему содержанию, по [92], в земной коре); цифровые индексы около символов элементов представляют их K_K ; в скобках указаны элементы с K_K в пределах 1,1–1,4.

Исследование состава аммонизированного суперфосфата, а также гранулированных суперфосфатов марок «А» и «Б», изготовленных из алжирских фосфоритов, показало, что удобрения

содержат 2–3% фтора, а также в повышенных концентрациях ряд тяжелых металлов (Cu, Hg, Pb, Ni, Cr и др.) [106]. Авторы цитируемой работы установили, что если исходить из соответствующей санитарно-токсикологической характеристики, то суперфосфаты марок «А» и «Б» (как вещество) следует отнести к IV классу опасности, а аммонизированный суперфосфат – к III классу опасности. В сущности, такой вывод указывает на прямую эколого-токсикологическую опасность применения подобных удобрений на сельскохозяйственных угодьях.

Повышенная поставка микроэлементов в агроландшафтах связана также с применением калийных (молибден) и азотных (As, Cd, Hg, Co, Mo, Pb, Sn) удобрений, даже несмотря на то, что они производятся из практически рафинированного природного сырья (табл. 132, 133).

Таблица 132. Среднее содержание микроэлементов в виде примесей в минеральных удобрениях и мелиорантах, мг/кг [19]

Удобрение, мелиорант	B	Mo	Zn	Cu	Co	Mn
Калийная соль (сырая)	8,4	10	0,3	10	1,3	42,2
Хлористый калий	–	0,2	10	5	1	5
Аммиачная селитра	0,2	0,1	0,6	–	–	–
Сульфат аммония	6,4	0,1	15	9	25	0,1
Мочевина	следы	–	1,3	0,9	0,7	следы
Аммофос	–	следы	14,5	2,9	следы	37
Комплексные NPK-удобрения	–	–	123	34	–	138
Известковые материалы (среднее)	4	0,3	20	10	1,6	100
Среднее в почвах мира [91]	10	2	50	20	10	850

Таблица 133. Химические элементы в азотных удобрениях и пестицидах, мг/кг сухой массы [219]

Элемент	Азотные удобрения	Пестициды	Среднее в почвах мира [91]
As	2,2–120	22–60	5
Cd	0,05–8,5	–	0,5
Co	5,4–12	–	10
Cu	<1–15	12–50	20
F	–	18–45	200
Hg	0,3–2,9	0,8–42	0,06*
Mo	1–7	–	2
Ni	7–34	–	40
Pb	2–27	60	10
Sn	1,4–16	–	10
V	–	45	100
Zn	1–42	1,3–25	50

* По [862].

В сельском хозяйстве, огородничестве и садоводстве широко используются различные микроудобрения (борные, молибденовые, медные, цинковые, марганцевые, кобальтовые, ванадиевые), которые могут являться дополнительным источником поступления в агроландшафты химических элементов, составляющих их удобрительную основу [19]. Некоторые микроэлементы (Mn, B, Co, Mo, Zn и др.) нередко вводятся в состав комплексных удобрений [519].

Существует точка зрения, что внесение минеральных удобрений способствует лишь незначительному увеличению в почвах содержания отдельных химических элементов, а при нормальном внесении опасность чрезвычайного загрязнения практически отсутствует [926]. Тем не менее имеющиеся данные свидетельствуют о том, что широкое применение удобрений (особенно фосфорных) в конечном счете обуславливает накопление входящих в их состав тяжелых металлов и других химических элементов в почвах и последующую миграцию их с поверхностным и внутрипочвенным стоком в водотоки и инфильтрацию в грунтовые воды [112, 493, 605, 667]. В свою очередь, разгрузка грунтовых вод способствует поступлению загрязняющих веществ в поверхностные воды. Исследования последствий применения различных фосфорных удобрений на дерново-подзолистых почвах Московской области свидетельствуют о том, что в пахотном горизонте почв в тех или иных количествах накапливаются (кроме необходимого фосфора) F, Sr, La, Ce, Mn, Pb, As, Cd, Sn, Zn, Se, редкие земли [400]. Расчет баланса химических элементов при их поступлении с

удобрениями и отчуждением с урожаем показал, что существует положительный баланс по валовому содержанию, составляющий для фосфора первые проценты в год (т. е. на удвоение природного пула этого элемента необходимы десятки лет), а для Y, F, Sr, редкоземельных элементов, As, Cd – десятые доли процента в год (для удвоения природного запаса требуются сотни лет). В то же время анализ соотношения поступления элементов-примесей удобрений в почвы и интенсивности поглощения их растениями указывает на то, что внесение Y, Cd, As, F и редких земель (с удобрениями) в сотни-тысячи раз больше их потребления, что предопределяет возможность их накопления и последующей миграции. Такие элементы, как Sr, Mn, Pb и Zn, поступают с удобрениями в количествах, не превышающих потребности в них растений. Однако, как отмечено выше, фосфорные удобрения характеризуются чрезвычайно высокой неоднородностью распределения в них микроэлементов. Кроме того, очень часто трудно определить экологически оптимальную дозу удобрений для конкретного типа почв и данного вида сельскохозяйственной культуры. Так, потери удобрений, применяемых в сельскохозяйственных районах Индии, достигали 56–87%, что привело к увеличению концентраций в почвах и подземных водах цинка, железа, нитратов [951]. Массовое внесение фосфорных удобрений на сельскохозяйственных землях способствует увеличению поступления в почвы Mn, Cu, Fe, Zn [1058]. Фосфорные удобрения являются одним из важнейших источников поступления в почвы токсичного кадмия [402, 432, 573, 862]. Например, в Западной Европе, несмотря на уменьшение воздушной и водной эмиссии этого металла от других техногенных источников, рост количества вносимых фосфорных удобрений заметно увеличивает загрязнение почв кадмием (Stigliani, Anderberg, 1992, цит. по [432]). В Австралии с суперфосфатом в почву поступает 200 г/км² кадмия в год, а выносится с поверхностным стоком 10 г/км² [124]. В окрестностях г. Вроцлава в подземных водах рост содержания цинка связывают главным образом с влиянием удобрений [1037]. В районе г. Кисловодска применение калийных и известковистых удобрений на сельскохозяйственных угодьях проявилось в повышенных содержаниях в поверхностных водах калия и цинка [110].

Немаловажным является и тот факт, что влияние внесения удобрений и других агроメリорантов выражается не только (и часто даже не столько) в привносе поллютантов в почвы, но и в изменениях физико-химической обстановки миграции, что способствует, нередко, увеличению подвижности химических элементов и их соединений. Например, минеральные удобрения создают определенный подкисляющий эффект, что увеличивает мобильность и соответственно опасность токсического воздействия тяжелых металлов [1012]. Обычно аммонийные формы удобрений и мочевины подкисляют почву, нитраты натрия и калия и известкование – подщелачивают. Систематическое применение минеральных удобрений особенно способствует росту подвижности кадмия [573]. Практически все виды минеральных удобрений резко увеличивают концентрацию ионов в жидкой фазе почв и обуславливают изменения в содержании и в соотношении практически всех компонентов почвенных растворов [536]. В общем же случае, как считают авторы цитируемой работы, минеральные удобрения действуют на почву двояко: 1) непосредственно взаимодействуют с почвенным поглощающим комплексом, в результате чего происходит вытеснение катионов ППК катионами удобрений, и величина pH снижается при росте концентрации практически всех ионов; 2) опосредованно влияют через растения и микроорганизмы в соответствии со спецификой поглощения различных компонентов удобрений. Относительно резкие изменения физико-химических условий, обуславливающие увеличение подвижности химических элементов в почвах, приводят к активному выносу их с поверхностными, внутрипочвенными и грунтовыми водами.

Особенно интенсивной поставка загрязняющих веществ может быть в районах развития орошаемого земледелия, когда в результате сброса дренажных вод в водные объекты поступают поллютанты, присутствующие в удобрениях и ядохимикатах [123, 124, 192]. В гумидном районе орошаемое земледелие создает особенно значительные трудности, так как для получения высоких урожаев требуется соответствующее увеличение использования удобрений и пестицидов, что в конечном счете приводит к загрязнению поверхностных и грунтовых вод [1057].

В качестве пестицидов применяются вещества, входящие в различные классы химических соединений, основу которых составляют главным образом органические соединения (хлорорганические, фосфорорганические, карбаматы, производные уксусной, пропионовой, масляной кислот,

мочевины и гуанидов, фенолов, синтетические пиретроиды, гетероциклические соединения и др.). Известна довольно обширная группа пестицидов, в состав которых входят Hg, Cu, F, Sn, Zn, V, Mn, As, J, Pb, Al, Fe [434]. В фунгицидах, используемых для обработки виноградников, содержатся Mn, Cu и Zn [984]. Арсенаты свинца и кальция в течение длительного времени использовались в качестве инсектицидов в яблоневых садах [902]. В результате обработки садов различными пестицидами в почвах (до глубины в 20–30 см) интенсивно накапливались Cu, Pb, As [1000]. Широко применяются препараты, в состав которых входит медь (медный купорос, бордоская жидкость, хлорокись меди и ее смеси). Например, для борьбы с болезнями винограда в Молдавии в значительных количествах применялись медьсодержащие пестициды (особенно бордоская жидкость). По оценкам, таким способом вносилось 6–8 тыс. т меди (в пересчете на металлическую), которая поступала в почвы и включалась в миграционные процессы [433]. Это, в частности, привело к росту ее концентрации в почвах виноградников до 200 мг/кг (при среднем содержании в начале 1960-х гг. в 26 мг/кг). Установлено, что ~ 50% внесенной меди переходило в обменное состояние, ~ 10% связывалось органическим веществом, 5–10% сохраняло водорастворенное состояние, остальная часть фиксировалась почвой [463]. Известно, что соединения меди оказывают фунгицидное и бактерицидное действие на микроорганизмы почвы и водных объектов, нарушая тем самым процессы минерализации органических веществ, что сказывается на поведении и миграционных возможностях других тяжелых металлов. Одно время во многих странах в качестве протравителя семян использовались Hg-содержащие пестициды (например, известный гранозан, или этилмеркурхлорид, который получался взаимодействием сулемы и диэтилртутью; является сильным ядом; ныне он запрещен для применения в сельском хозяйстве). В сельскохозяйственном производстве, особенно в животноводстве, используются также различные антисептики, в состав которых входят некоторые тяжелые металлы и другие химические элементы [272].

Анализ данных, характеризующих особенности концентрирования химических элементов в животноводческих стоках и отходах, позволяет отметить следующее (табл. 134–137). Все виды животноводческих отходов и стоков отличаются относительно повышенными содержаниями P, Hg, W, Sr, Zn, в меньшей степени F, Bi, Ag, Cu, Mo. Наиболее комплексная ассоциация химических элементов с более выраженной их интенсивностью концентрирования характерна для отходов птицефабрик. Как правило, химический состав и распределение микроэлементов в отходах характеризуются выраженной неоднородностью, что, очевидно, связано с различными местными факторами, используемыми технологиями удаления отходов и стоков, а также с физиологическими особенностями сельскохозяйственных животных. По [19], в 1 т навоза с влажностью 80% содержится: В – 2 г (действующего вещества), Мо – 0,25, Zn – 7,6, Cu – 2,4, Со – 0,16, Мп – 25 г., причем около 25% от валового содержания элементов присутствует в подвижной форме. Согласно данным [493], в экскрементах домашних животных и птицы в повышенных концентрациях присутствуют Zn, Мп и Cu. В навозе крупного рогатого скота установлены повышенные концентрации Cd, Cr, Со, Ni, Pb, Zn и ряда других металлов [935], в свином навозе – высокие уровни Cu, Fe, Al, Мп [1060], в отходах свинарников, расположенных в провинции Павия (Италия), – повышенные содержания Zn и Cu [948]. Белорусские авторы в навозных стоках животноводческого комплекса установили повышенные концентрации Мп, Cu, V, Со, Ni, Cr, Zn, Ti, максимальные уровни которых были обнаружены в илах из вертикальных отстойников и в навозных стоках поливальных машин в день полива [291]. В осветленных стоках из резервуаров концентрации микроэлементов были в десятки-сотни раз меньше.

Таблица 134. Ассоциации химических элементов в кормовых добавках [508], отходах животноводческих комплексов и птицефабрик Московской области [581]

Отходы	Порядок значений значения кларков концентрации химических элементов				
	> 30	30–10	10–3	3–1,5	1,5–1
Крупнорогатый скот	–	Hg ₂₉ -Zn ₁₂	W ₇ -Sr ₄	F-Ag	–
Свиноводство	–	Hg ₂₉	Sr ₉ -W ₆	Bi-Sn	Mo-Cu
Птицефабрик	Hg ₅₀	Zn ₁₅	W ₉ -Sr ₆	Cu-Ag-Mo-Pb	Co-Bi-F-B
Кальция фосфат кормовой	P ₂₆₄	–	As-F-Y-Cd-Sn-Sr-Ba	Pb-Ce	Mn

Таблица 135. Химические элементы в отходах животноводства [313]

Элемент	Отходы свиноводства			Навоз молочного скота, мг/л навоза
	мг/л навоза	фекалии, мг/л	моча, мг/л	
Азот	–	34600	5000	–
Натрий	–	2630	1300	–
Магний	800	8020	88	8700
Фосфор	–	16700	178	–
Сера	1440	1040	1100	5800
Калий	–	10200	2300	–
Кальций	4900	25100	340	17000
Марганец	–	176	0,3	–
Железо	280	456	1,1	300
Цинк	60	510	2,3	120
Медь	16	108	0,16	40

Примечание. Фекалии влажностью 65%, моча – 96%; прочерк – данные отсутствуют; в работе Р. Лёра [313] приводятся также данные о том, что в экскрементах домашних животных и птицы в повышенных концентрациях содержатся Co, As, B, Mo, Cu, Pb, Mn.

Таблица 136. Химический состав навоза на соломенной подстилке, мг/ кг свежего навоза [7]

Компонент	Навоз	Кларк земной коры [92]
Бор	4,5–52	12
Марганец	75–549	1000
Медь	7,0–40	47
Кобальт	0,25–4,7	18
Цинк	43–247	83
Молибден	0,84–4,2	1,1

Таблица 137. Химические элементы в органических удобрениях (обобщение [219])

Элемент	Удобрения, мг/кг сухой массы	Кларк осадочных пород, мг/кг [92]
As	3–25	6,6
B	0,3–0,6	100
Ba	270	800
Br	16–41	6
Cd	0,3–0,8	0,03
Co	0,3–24	20
Cr	5,2–55	100
Cu	2–60	57
F	7	500
Ge	19	2
Hg	0,3–2,9	0,4
In	1,4	0,05
Mn	30–550	670
Mo	0,05–3	2
Ni	7,8–30	95
Pb	6,6–15	20
Rb	0,06	200
Sc	5	100
Se	2,4	0,6
Sn	3,8	10
Sr	80	450
Te	0,2	0,01
Zn	15–250	80
Zr	5,5	200

Польский исследователь Ю. Коц [969] детально изучил распределение некоторых тяжелых металлов в жидком навозе и установил значительную изменчивость его состава в пределах одной и той же фермы и группы животных (табл. 138). Как правило, концентрации изученных химических элементов положительно коррелировали с количеством сухого вещества в жидком навозе и с азотом. Основной причиной изменчивости состава жидкого навоза являлась степень его разбавления водой (в процессе уборки гидросмывом).

Таблица 138. Среднее содержание металлов в жидком навозе, мг/кг [969]

Металл	Навоз крупнорогатого скота *	Свиной навоз **
Цинк	29,8	15,1
Марганец	18,1	12,1
Медь	3,0	1,7
Молибден	0,13	0,07
Железо	0,03	53,5

* 124 образца из 12 молочных ферм; ** 162 образца из 14 свиноводческих ферм.

содержаниями этого металла [278]. Согласно [219], в органических удобрениях (в сущности, в отходах животноводства) концентрации Hg составляют 0,3–2,9 мг/кг сухой массы (т. е. примерно в 5–48 раз выше типичного фона в почвах), что свидетельствует о типоморфности этого металла для таких отходов. Показательно, что в пробах снеговой пыли, отобранных в окрестностях свиноводческого комплекса и расположенного рядом завода по производству комбикормов, были установлены повышенные (в 1,5–2 раза выше фона) концентрации ртути [827].

Накопление Sr, F и Sn в животноводческих отходах связано, судя по всему, с применением в качестве минеральных кормовых добавок фосфатов, которые составляют до 0,8–1,5% общего веса комбикормов [581] и относительно обогащены, кроме указанных элементов, также P, As, Cd, Y, La, Ce и Pb. Биологическая роль и участие Zn, B, Cu, Mo, Ag, Mn, Co в физиологических процессах и их концентрирование в различных кормах общеизвестны, поэтому их присутствие в отходах животноводства вполне закономерно. Тем более, что в состав типовых рационов кормления сельскохозяйственных животных входят Zn, Mn, Cu, Co, J, иногда F, B, Se, Mo [394]. Достаточно значимы содержания в комбикормах Zn (до 50–70 мг/кг сухой массы). Повышенные концентрации Zn и Cu содержатся в кормах животного происхождения (мясокостная и рыбная мука). Высокими уровнями As отличается рыбная и особенно крилевая мука (до 20–50 мг/кг). В животноводческих кормах, в свое время используемых на фермах Германии, были обнаружены высокие концентрации Pb и Cd [938]. Их присутствие обусловлено кормовыми фосфатными добавками. Определенным источником поступления некоторых химических элементов в отходы могут быть различные гигиенические средства, применяемые в животноводстве (например, дезодораторы, органические инсектициды и бактерициды, каустическая сода и др.).

Объемы сточных вод крупных комплексов очень велики и, как правило, в 2–3 раза превышают объемы образующихся экскрементов животных, что в большинстве случаев обусловлено применением для их удаления гидросмыва [279]. Сточные воды животноводческих комплексов обычно представляют собой сток, состоящий из жидкого навоза, производственных и хозяйственно-бытовых вод, силосного сока и ливневых вод (табл. 139). Важной спецификой животноводческих стоков является наличие в них значительных количеств взвешенных веществ и органики. При этом стоки животноводства отличаются более высокими содержаниями многих ингредиентов, нежели, например, сточные воды жилых поселков или перерабатывающих сельскохозяйственную продукцию предприятий (табл. 140, 141).

Таблица 139. Главные компоненты сточных вод животноводческих комплексов

Неорганические вещества	Органические вещества	Препараты, добавляемые в корм	Патогенные организмы и бактерии
Соли аммония и другие соединения азота, калий, фосфаты, сульфаты, хлориды, медь, марганец, цинк, кобальт, мышьяк, железо, бор, молибден, ртуть, вольфрам, сера, сульфиды, фтор, стронций и др.	Мочевина, урсовая кислота, гипоксипуриновая кислота, креатин, креатинин, фенолы, инсектициды, бактерициды, СПАВ и др.	Гормоны, эмульгаторы, энзимы, стимуляторы роста и кормовые добавки (включая микроэлементы), диуретики, антибиотики и др.	Группа паратифоидных бактерий, простейшие (амебы, кокцидии, лептоспиры), паразитные черви, бактерии фекального загрязнения, гетеротрофные сапрофитные организмы и многие другие

Относительно высокие концентрации Hg, W и Mo в отходах животноводческих комплексов могут быть, очевидно, отчасти связаны с попаданием в них вышедших из строя ртутных ламп, ламп накаливания, ртутных термометров. Кроме того, в литературе имеются сведения о значимых содержаниях Hg в комбикормах [962]. Источником ее в комбикормах может служить рыбная мука, которая в основном готовится из морской рыбы, часто отличающейся повышенными

Таблица 140. Состав навозных стоков крупных животноводческих комплексов [279]

Показатель, мг/л	Животноводческие комплексы		Жилой поселок
	Свиноводческие	Крупнорогатого скота	
pH	7,5–8,1	7,2	8,1
Взвешенные вещества	5000–12000	19000–60000	212
БПК ₅	2000–6000	3000–8000	68
ХПК	5000–10000	6000–25000	320
Хлориды	100–150	–	56
Азот аммиака	100–600	300–1400	37
Азот нитратов	1,0–2,0	–	–

Таблица 141. Химический состав сточных вод животноводческого комплекса (КРС) и предприятий пищевой промышленности, мг/л [218]

Компонент	КРС	Гидролизный завод	Крахмалопаточный завод
Сухой остаток	5352–15961	2680	1536
Взвешенные вещества	6340–8440	600	445
Азот общий	1177–1587	358	133
HCO ₃ ⁻	1275–3916	–	303
Cl ⁻	539–1173	126	45
SO ₄ ²⁻	120–288	834	58
P ₂ O ₅	352–400	37	45
Ca ²⁺	246–627	253	40
Mg ²⁺	102–176	81	69
K ₂ O	1025–1465	66	117
Na ⁺	400–632	46	16
NH ₄ ⁺	1110–1212	383	84

Своеобразен состав сточных вод, образующихся при содержании скота на откормочных площадках (табл. 142). Обычно характеристики таких стоков изменяются по мере того, как навоз подвергается высыханию, действию микробов, смачиванию атмосферными осадками, перемешиванию и уплотнению при движении животных, что обуславливает высокую временную вариацию содержаний основных компонентов стоков. В течение года объем и состав животноводческих стоков, поступающих из мест хранения навоза, существенно изменяется. Особенно значимые колебания наблюдаются в содержании взвешенных и органических веществ, азота, фосфора, калия. Как правило, более высокие концентрации поллютантов характерны для зимнего периода [313]. В ходе разложения навоза в местах хранения происходит его обеднение органическим веществом, некоторыми макро- и микрокомпонентами [77].

Таблица 142. Химические элементы в стоке с откормочных площадок мясного скота, мг/л [313]

Элемент	Среднее	Диапазон
Натрий	840	40–2750
Магний	490	30–2350
Калий	2520	50–8250
Кальций	790	75–3460
Марганец	27	0,5–146
Железо	765	24–4170
Медь	7,6	0,6–28
Цинк	110	1–145

В районах размещения животноводческих комплексов крупного рогатого скота особую опасность представляют так называемые силосные соки, химический состав которых зависит в основном от компонентов силосного материала [131, 646]. В животноводстве пользуются силосованием для консервирования летних трав, кукурузы, ботвы, жома, сахарной свеклы. Обычно 1 т свежих трав дает около 270 л силосного сока. Силосные соки содержат большое количество органических веществ (сахара и другие углеводы, различные органические кислоты), во многом определяющих токсичность этих стоков, а также азот и различные группы бактерий. В результате гидролиза растительных веществ, содержащих фенольные ядра, соки обогащены фенолами. Значения pH соков в пределах 3,5–4,5 обуславливают присутствие в них тяжелых металлов (Cu, Zn, Mn, Co, Fe и др.). Один литр силосного сока способен загрязнить 10000 л воды, что четко фиксируется органолептически [605].

Основными направлениями в утилизации животноводческих отходов и стоков является их использование в качестве органического удобрения (навоз) и для орошения (жидкие стоки) сельскохозяйственных угодий. Твердый навоз применяется после определенного выдерживания его на

площадках, жидкий – может использоваться (на полях орошения) либо в свежем виде, либо после осветления в отстойниках. Нередко стоки (после их осветления в отстойниках и предварительной обработки) сбрасываются непосредственно в водотоки. В любом случае это не исключает поступления различных поллютантов в водные объекты в составе отводимых сточных вод, поверхностного, внутрипочвенного и грунтового стоков, что приводит к загрязнению рек.

Расчеты балансов тяжелых металлов, выполненные для сельскохозяйственных территорий Московской области за 1981–1990 гг., показали, что с органическими удобрениями в почвы поступает (от суммарного прихода) 35,4% Ni, 20,6% Cd, 17,4% Cr, 14,6% Pb, 12,9% Zn, 5,6% Cu [539]. В некоторых сельскохозяйственных районах Франции (Бретань) природные воды загрязнены Cu, Zn, Cd. Австралийские исследователи установили, что при внесении отходов животноводства в почву в ней за 4 года наблюдалось увеличение содержания меди до 40–50 кг/га [954]. Авторы полагают, что при таких темпах увеличения меди в почве выпас овец на землях, обработанных отходами свиноводов, станет невозможным. Зона влияния животноводческих ферм на состав вод малых рек в районе месторождения углекислых минеральных вод (окрестности г. Кисловодска) фиксировалась повышенными содержаниями цинка и соединений азота [110]. В пресных подземных водах наблюдалось увеличение концентраций K, Zn, Ni и Cu, в минеральных водах – Zn и Ni.

Источниками поступления в водные объекты химических элементов являются различные виды нетрадиционных агромелиорантов (осадки городских сточных вод, компосты из бытовых отходов, бытовые сточные воды, металлургические шлаки, золы угольных и сланцевых электростанций, фосфогипс), в составе которых в высоких концентрациях присутствуют многие опасные поллютанты (табл. 143, 144). В биогумусе присутствуют медь (3,5–5,1 мг/кг), марганец (60–80) и цинк (28–35 мг/кг) [356]. При интенсивном известковании существует опасность загрязнения почв хромом [926]. Фосфогипс характеризуется присутствием широкой группы микроэлементов. В его состав в определенных количествах входят также некоторые радионуклиды, основным из которых является ^{226}Ra [1017]. Использование нестандартных агромелиорантов не исключает вероятность интенсивного накопления химических элементов в почвах, их переход в сельскохозяйственные растения [28, 234, 235] и в природные воды [123, 422]. Практикуемое применения городских сточных вод для орошения агроугодий приводит к накоплению в почвах As, Cd, Hg, Pb, Zn и других элементов [886, 1055]. В склоновом стоке с полей, орошаемых бытовыми сточными водами, установлены высокие концентрации макро- и микроэлементов (Al, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) [1047]. В ФРГ в Нижней Саксонии проводились опыты по 8-кратному орошению городскими сточными водами двух участков с песчаными почвами [855]. Установлено, что после орошения Cd и Mn больше связываются почвой, чем другие металлы (Fe, Zn, Cu, Pb), которые активно проникали в грунтовые воды, тогда как Cd накапливался в почвенном растворе. Авторы установили, что только при высоких дозах орошения полей сточными водами в короткий период времени наблюдалось незначительное увеличение концентраций химических элементов, которые также накапливались в почве. Как правило, загрязнение почв при использовании нестандартных агромелиорантов носит локальный характер. Обычно оно распространяется на территориях, прилегающих к крупным городам. В таких районах еще одним источником загрязнения агроландшафтов часто являются загрязненные речные воды, используемые для орошения пойменных угодий.

Таблица 143. Геохимические ассоциации в различных видах промышленных отходов

Разновидности отходов	Порядок значений K_K химических элементов				
	> 100	100–30	30–10	10–3	3–1,5
ОСВ Саранска [681]	Ag-Cd-Sn	Bi-Hg-Cu-Zn-Mo-W	Cr-Be-F-Sb-Pb-Ni-Sr	As	B-U-Tl-Ba-Nb
ОСВ Темиртау	Hg	Zn	As-Sr	Ni-Co-U-Y-Cu-Pb	Nb-Zr
Шлак КМК	–	Cr-Mn	Hg-Cd-P	W-Mo	F-V-Pb
Зола КарГРЭС-1	–	–	Hg	Sc-Zr-Sr-F-Mn	As-Y-Ni-Ti-V-Ga-Mo-Zn-Sn-P-Co-Pb-Ba
Фосфогипс [508]	S-Sr	–	La-Ce-Eu-F-Ca-Nd	Y-Tb-P	Th-Yb-La

Примечание. ОСВ – осадки сточных вод с городских очистных сооружений; КМК – Карагандинский металлургический комбинат; КарГРЭС-1 – теплоэлектростанция в г. Темиртау, работающая на угле и мазуте.

Таблица 144. Химические элементы в компостах из ТБО [505]

Город	Геохимическая ассоциация (в скобках значения K_k)
Москва	Hg(750)-Pb(47)-Ag(44)-Sb(35)-Zn(31)-Cu(22)-Bi(22)-Cd(12)-B(6)-W(6)-Sn(4)-As(1,5)
Петербург	Hg(750)-Pb(44)-Ag(33)-Bi(27)-Zn(23)-Cu(16)-Cd(14)-Sb(12)-Sn(7)-W(6)-B(5)-Mo(2)
Минск	Hg(230)-Zn(23)-Bi(23)-Pb(16)-Ag(11)-Sn(6)-Cu(5)-B(5)-Cd(4)-W(3)-Sb(3)-Mo(2)
Алма-Ата	Hg(200)-Pb(65)-Ag(47)-Zn(33)-Bi(30)-Cu(20)-Sn(11)-Sb(5)-B(5)
Ташкент	Hg(200)-Pb(40)-Ag(40)-Zn(40)-Bi(33)-Cu(27)-Sn(12)-Sb(5)-B(5)

При обработке почв сельскохозяйственной техникой происходит загрязнение их такими элементами, как Fe, Cr, V, Ni, V, Cr (выхлопы дизельных установок и истирание механизмов) [28]. К указанной группе следует также добавить цинк (истирание шин). Определенным источником загрязнения агроландшафтов является практикуемое во многих хозяйствах сжигание стержни и других отходов растениеводства непосредственно в полевых условиях.

Важно отметить, что многие агроландшафты отличаются интенсивным развитием эрозийных процессов, обуславливающих значительную поставку в речную сеть осадочного материала, который в силу указанных выше причин может характеризоваться своеобразным химическим составом. Так, по существующим оценкам, на Русской равнине за период 1696–1796 гг. склоновой эрозией было перемещено 19,5 млрд. т почв, в 1796–1887 гг. – 36,7 млрд. т, за период 1887–1980 гг. – 42,5 млрд. т почв [523]. Общий объем склоновой эрозии на Русской равнине за период 1696–1980 гг. составил 98,6 млрд. т. перемещенного осадочного материала (преимущественно смытых почв), поступившего в итоге в балочно-русовую сеть. По расчетам [491], общий ежегодный потенциальный смыв с пахотных угодий юга Восточной Сибири достигает 77,3 млн. т, вынос из оврагов – 27,3 млн. т. Отмечается, что во многих речных бассейнах юга Восточной Сибири вследствие их слабой хозяйственной освоенности преобладает русловая система эрозии. Смыв на пашне составляет в среднем 5–10 т/га, сток наносов обычно < 20 т/км² в год, основная масса продуктов эрозии накапливается на склонах, а также в днищах долин первых порядков. В водосборах малых рек в условиях расчлененного рельефа гор и плато при освоенности более 30% отмечается резкое увеличение густоты овражной сети, площадей смытых почв, стока наносов. Наблюдается переход русловой системы эрозии в бассейновую. Темпы эрозии и аккумуляции при этом возрастают на один-два порядка. Интенсификация эрозийных процессов обуславливает широкое развитие так называемого заиления рек (особенно малых и средних).

В общем случае по характеру сельскохозяйственного использования и соответственно по особенностям поступления загрязняющих веществ в реки водосборные бассейны могут быть, в определенной мере условно, разделены на пять основных типов: а) речные бассейны, в пределах которых расположены крупные животноводческие комплексы, б) бассейны комплексного сельскохозяйственного освоения, в) бассейны преимущественно земледельческого освоения, г) бассейны, в пределах которых расположены крупные сельские поселения (агropоселки), д) бассейны, в пределах которых расположены дачно-садоводческие поселения. Основными путями поступления загрязняющих веществ являются непосредственный сброс в водотоки сточных вод (точечные источники), поверхностный и внутрипочвенный (грунтовый) сток с водосборных территорий (неточечные, площадные источники загрязнения).

В свою очередь, главными (их можно назвать первичными) источниками поступления поллютантов, определяющими качественные и количественные характеристики сточных вод, поверхностного, внутрипочвенного и грунтового стока, служат:

- в районе животноводческих комплексов: образующиеся здесь отходы и стоки (на крупных комплексах широко используется система гидросмыва навоза, применяются различные подстилки и т. п.), стоки с отстойников, мест складирования отходов и силосных башен, корма и кормовые добавки, выбросы и сточные воды предприятий по производству комбикормов и первичной переработке агропродукции, выбросы автотранспорта, вышедшее из строя оборудование (осветительные и измерительные приборы и т. п.), сток с производственных (откормочных) площадок; стандартные минеральные удобрения, орошение угодий животноводческими стоками;

- в пределах речных бассейнов комплексного сельскохозяйственного освоения (земледелие, огородничество, наличие небольших животноводческих ферм и птицефабрик, сельские населен-

ные пункты, ремонтные мастерские): минеральные и органические удобрения, микроудобрения, ядохимикаты, стандартные и нестандартные агроулучшители, отходы и сточные воды птицефабрик, ферм и населенных пунктов, выхлопы автотранспорта и сельскохозяйственной техники, ее коррозия, места складирования отходов, мусора, удобрений и ядохимикатов;

- в бассейнах рек преимущественно земледельческого освоения: минеральные и органические удобрения, микроудобрения, агроулучшители и ядохимикаты, выхлопы авто-транспорта и сельскохозяйственной техники, ее коррозия, места складирования отходов, мусора, удобрений и ядохимикатов;

- в зонах влияния агропоселков: отходы и стоки поселений и производственных баз, выхлопы автотранспорта и сельскохозяйственной техники, места складирования удобрений и ядохимикатов, минеральные удобрения, агроулучшители, микроудобрения и ядохимикаты, выбросы и сточные воды предприятий по производству комбикормов и первичной переработке агропродукции, выбросы местных систем отопления;

- в зонах влияния дачно-садоводческих поселений: различные удобрения и агроулучшители (часто нестандартные), места складирования отходов и мусора (часто неорганизованные), выбросы автотранспорта и местных систем отопления.

Таким образом, современное сельскохозяйственное производство является источником поставки в поверхностные водотоки довольно обширной группы загрязняющих веществ, включающей многие тяжелые металлы, редкие и рассеянные элементы, микроэлементы, т. е. качественный состав основных потоков загрязняющих веществ в агроландшафтах очень разнообразен. Наиболее важным с рассматриваемой точки зрения является массовое применение в агроландшафтах минеральных удобрений, особенно фосфорных. Воздействие животноводства и использование нестандартных агроулучшителей характеризуется выраженным локальным характером, но, как правило, проявляется в формировании в реках достаточно интенсивных по уровням содержания поллютантов зон загрязнения. В любом случае химические элементы, присутствующие в жидкой и твердой (в осадочном материале) части таких потоков, в конечном счете поступают в водотоки и накапливаются в донных отложениях. К известной для агроландшафтов группе загрязняющих веществ (соединения азота и фосфора, пестициды, Cl, Na, Mn, Cu, Zn, Cd) следует добавить такие элементы, как Ag, Hg, Se, As, Sn, Mo, Sc. Использование традиционных и нестандартных средств химизации должно осуществляться с соблюдением необходимых требований и соответствующим контролем распределения химических элементов в агроулучшителях и различных компонентах окружающей среды. Для многих агроландшафтов типично активное развитие эрозионных процессов, поставляющих в речную сеть значительные массы осадочного материала. Источниками поступления последнего являются также сточные воды сельскохозяйственных объектов и поверхностный сток с освоенных территорий.

3.2.3. Источники и пути поступления загрязняющих веществ в горнорудных районах

Горнорудные территории являются районами активного техногенного преобразования окружающей среды, что, прежде всего, обусловлено изъятием больших масс горных пород и механическим нарушением значительных массивов земель, резкой интенсификацией процессов литогенеза и интенсивным загрязнением окружающей среды химическими элементами и их соединениями. «Рудная деятельность человечества, – подчеркивал В.И. Вернадский, – является одним из больших биогеохимических процессов современной эпохи и вносит новое в геохимию всех химических элементов» [81, с. 229]. Техногенные преобразования в горнорудных районах захватывают территории, многократно превышающие площади горных (земельных) отводов, проявляются в глубокой трансформации химического состава практически всех компонентов биосферы и являются главным фактором, сдерживающим социально-экономическое развитие данных регионов. Максимальная глубина известных карьеров достигает 1 км и более, шахт – 4 км, скважин – 7 км. Размеры зон влияния эксплуатируемых рудных месторождений на прилегающие территории составляют десятки, часто сотни квадратных километров (в исключительных случаях – тысячи квад-

ратных километров); радиус образующихся при осушении месторождений депрессионных воронок достигает десятки километров (при понижении напоров, измеряемых иногда сотнями метров); техногенные геохимические аномалии в поверхностных водотоках прослеживаются на многие десятки километров. В отвалы и хвостохранилища ежегодно поступают миллиарды кубических метров вскрышных пород, отходов добычи и обогащения руд. Из шахт, с рудников и обогатительных фабрик отводятся и сбрасываются в поверхностные водные объекты значительные объемы сточных вод, содержащих взвешенные вещества, разнообразные органические и неорганические вещества. В атмосферу поступают огромные количества пыли, газов, химических элементов и их соединений. В большинстве случаев степень извлечения из руд полезных компонентов относительно невелика. Часто из них извлекается только 1–3 компонента при содержании в рудах в несколько раз большего числа потенциально полезных компонентов (и являющихся, нередко, опасными загрязняющими веществами). Так, по оценкам ИПКОН РАН [355], доля недоизвлеченных из исходных руд цветных металлов составляет (в %): Си 15–25, Zn 26–47, Ni 10–25, Pb 25–39, Mo 19–23, Sn 35–58, W 35–50. Эти потери, связанные преимущественно с несовершенством обогатительных технологий, обусловили накопление в отходах цветной металлургии на начало 2000-х гг. огромные массы металлов (в тыс. т): 9000 Zn, 2480 Ni, 980 Pb, 114 Mo, 540 Sn, 129 W.

В общем случае в горнорудных районах в пространственном отношении рационально различать зону непосредственного воздействия месторождения на природную среду и зону внешнего влияния, в пределах которых (при хозяйственном освоении) существуют два типа геохимических аномалий (или, с утилитарной точки зрения, зон загрязнения): природные (рудогенные) аномалии, обусловленные естественными процессами, и техногенные аномалии, связанные с основными видами производственной деятельности: геологоразведочными работами, горнорудными работами (добыча руд), горно-обогатительными (обогащение руд) работами, иногда с металлургическим (или химическим) переделом руд, а также с сопутствующей хозяйственно-бытовой деятельностью.

Природная специфика состояния окружающей среды в районах рудных месторождений в общем случае зависит от геолого-геохимических особенностей последних, проявляющихся различием ассоциаций химических элементов в миграционных цепях, формирующих природные геохимические аномалии. Степень экологической опасности природных миграционных цепей определяется видом, минералого-геохимическим классом и минеральным типом полезного ископаемого, коэффициентом рудоносности, интенсивностью проявления первичных ореолов, характером эрозийного среза рудных полей и месторождений, ландшафтно-геохимическими условиями развития геохимических ореолов и потоков рассеяния. В потенциале практически любое рудное месторождение представляет собой комплексный источник химического загрязнения окружающей среды, что в существенной мере связано с присутствием в рудах и вмещающих горных породах повышенных концентраций широкого комплекса химических элементов. Комплексность месторождений как источников загрязнения проявляется также в разнообразии охватываемых химическим загрязнением природных компонентов [500, 502, 506, 508, 678, 747].

Основными источниками загрязняющих веществ в горнорудных районах являются руды, а также рудовмещающие породы, в которых формируются первичные геохимические ореолы, причем пространственные размеры последних и количество (масса) заключенных в них химических элементов, как правило, превышают аналогичные параметры рудных тел, вокруг которых они образуются [34, 152, 616]. Обычно в состав первичных ореолов входят как главные рудные компоненты, определяющие промышленный тип месторождения, так и ряд сопутствующих химических элементов (табл. 145, 146). Геохимические ассоциации, характерные для руд и первичных ореолов, в качественном отношении изучены еще недостаточно полно, так как были ориентированы главным образом на перечень элементов, используемых в качестве индикаторов при поисках месторождений. В большинстве случаев рассматриваются химические элементы, ореолы которых удавалось обнаружить, применяя экспрессный спектральный анализ. В то же время еще Н.И. Сафонов [517] указывал на присутствие (в повышенных количествах) в первичных ореолах постмагматических месторождений практически всех 58 главных рудообразующих и сопутствующих элементов. Исследования Э.Н. Баранова [34] показали, что, например, в рудах колчеданных месторождений, помимо основных рудообразующих элементов (Fe, S, Cu, Zn, Pb, Ba), постоянно при-

существуют в повышенных концентрациях элементы-примеси (Au, Ag, As, Sb, Cd, Hg, Bi, Sn, Se, Te, Ge, Ga, Tl, In, Mo, Co). Ореолы около колчеданных месторождений образуют также элементы-примеси вмещающих пород (Mn, Ni, V, Cr, Ti, Sc, Sr) и элементы широкого рассеяния (J, Br, Cl, F). В увеличенных количествах в околорудных измененных породах могут находиться и породообразующие элементы (K, Na, Ca, Mg, P). В целом в формировании элементного состава эндогенных геохимических ореолов колчеданных месторождений участвует по меньшей мере 47 химических элементов. Аналогичная полиэлементность состава установлена для ореолов многих других типов месторождений. Лишь в редких случаях встречается ограниченная группа месторождений, вблизи которых геохимические ореолы практически отсутствуют или проявлены слабо.

Таблица 145. Геохимические ассоциации элементов, концентрирующихся в некоторых типах рудных месторождений и сопровождающих их ореолах рассеяния [152]

Тип месторождения	Геохимическая ассоциация
Апатитовые	P-Sr-Ce-La-Y-Yb-Zr-Nb-Mo-Pb-Ba-Sn-Ni-Co-Zn-Cr-V-Sc-Ga-Mn
Кимберлиты	Co-Ni-Cr-Pb-Zn-Ag-Cu-B-Mo-Sn
Редкометалльные пегматиты	Li-Pb-Cs-Nb-Sn-Ta-W-Be-As
Медно-никелевые	Cu-Ni-Co-Ba-Pb-Zn-Ag-Bi-Sn-Be-W-Zr
Медно-колчеданные	Ba-Ag-Pb-Cd-Zn-Bi-Cu-Co-Mo
Железорудные в скарнах	Mn-Pb-Cu-Zn-Ni-V-Sn-Sr-B-Zr-Mo-Co-Fe-Ti-Cr-Y-Sc
Вольфрам-молибденовые в скарнах	Ba-Ag-Pb-Zn-Sn-Cu-W-Mo-Co-Ni-Be-V-Y
Висмутовые в скарнах	As-Pb-Ag-Zn-Co-Cu-Bi-Ni
Оловорудные	Sn-Pb-As-Cu-Bi-Zn-Ag-Mo-Co-Ni-W
Полиметаллические в скарнах	Sb-Cd-Ag-Pb-Zn-Cu-Ni-Bi-Co-Mo-Sn-W-Be
Золоторудные	Au-Sb-As-Ag-Pb-Zn-Mo-Cu-Bi-Co-Ni-W-Be
Медно-порфировые	Ba-As-Sb-Ag-Pb-Zn-Au-Bi-Cu-Mo-Sn-Co-W-Be
Медные	Ba-As-Pb-Zn-Ag-Sn-Cu-Bi-Co-Ni-Mo
Медно-молибденовые	Cu-Mo-As-Ag-Pb-Zn-Bi-Co-Ni-Be-W
Полиметаллические	Ba-Sb-As-Ag-Pb-Zn-Cu-Bi-Mo-Co-Sn-W
Урановые	U-Ag-Pb-Zn-Cu-Mo-Co-Ni-Y
Сурьмяно-ртутные	Sb-Hg-As-Cu-Ag-Pb-Zn-Be-Co-Ni-W-Sn
Ртутные	Hg-Ba-Ag-Pb-Zn-Cu-Co-Ni-Sn-Mo-W
Стратиформные свинцово-цинковые	Ba-As-Cu-Ag-Pb-Zn-Co-Ni-Be-V
Медистые песчаники	Cu-Ag-Pb-Ba-Bi-W-Cr-Zn-Mo

Таблица 146. Ассоциации наиболее распространенных элементов-спутников различных руд [397]

Главный металл	Элементы-спутники
Fe	Mn-Ti-V-Co-Pt-Cu-Zn-S-P-As-Pb-Ga-Ge-B-Ni-Cr
Cu	Au-Ag-Se-Tl-Re-Co-Mo-Pb-Zn-Ge-Cd-In-As-Sn-Bi-Hg-Ni
Pb	Zn-Cu-Sn-Ag-Au-Bi-Sb-As-Se-Tl-Cd-In-Ge-Ga-Hg-Co-Ba
Zn	Pb-Cu-Sn-Ag-Bi-Sb-As-Tl-Se-Te-Ge-Au-Co-Cd-Ni-In-Hg-Ba-Ga
Ni	Co-Cu-Pt-Pd-Ir-Rh-Os-Ru-Au-Ag-Se-Te
Sn	Cu-Pb-Bi-Ag-Hg-Ta-Nb-In-Sc-W-Se-Tl-As-Zn-Co-Cd-Mo
Al	V-Ti-Ga-Cr-Mn-P-F-Nb-Zr-La-As-U-Th
Ti	V-Cu-Co-Pb-Zn-Cr-Mn-P
Mo	W-Sn-U-Cu-Zn-Pb-Re-Mn-Ge-Te-Se-Tl-In-As-Sb-Bi-Ag-Au-Co-Cd-Hg-Th-Gd-Yb-Y-Ce-Sm-Eu-Nd-La-Ni-Nb-Ta
W	Mo-Mn-Bi-Au-Cu-Zn-As-Pb-Tl-Se-Ag-Sc
Ta, Nb	W-Sn-Li-Be-Zr-Cs-Rb-In-Sc-Hg-Ag-Bi-Pb-Cu
Tr	Ta-Nb-Ti-U-Th-Hf-Zr-Y
Mn	Fe-Cu-Ni-Co-V-Cr-P-Pb-Zn-As-Ba-Ag-Sb
Cr	P-Ni-V-Co-Mn-Ti

Очень показательное концентрирование в рудах и рудовмещающих породах многих месторождений (колчеданных, полиметаллических, медных, золотосеребряных и др.) такого токсичного элемента, как ртуть [34, 49, 64, 593, 594] (табл. 147). Например, высокие содержания ртути, обуславливающие необходимость попутного извлечения ее при металлургическом переделе, обнаружены в цинковых концентратах, получаемых из руд медно-колчеданных месторождений Урала (концентрации ртути в пределах 20–93 мг/кг) [379]. В процессе переработки медно-колчеданных

руд на Учалинском ГОКе происходит перераспределение ртути, в результате чего 95–98% общего количества ее в составе концентратов уходит на металлургические заводы (табл. 148). Ртуть содержится в окисленных рудах медно-колчеданных месторождений Южного Урала, из которых в течение 50 лет на Семеновской золотозвлекательной фабрике получают цианированием золото и серебро [379]. По данным авторов цитируемой работы, концентрации Hg в материале хвостохранилищ фабрики варьируются в пределах 8,8–67,8 мг/кг, а ее общая масса оценивается в 60 т. В рудах месторождений золотосеребряной формации Северо-Востока России также отмечены высокие концентрации этого металла (от 8,1 мг/кг для месторождения Карамкен до 75 мг/кг для месторождения Валунистое) [518]. В Казахстане при переработке полиметаллических руд месторождений Рудного Алтая (Риддер-Сокольного, Зыряновского и др.) и центральных районов страны (Жайремского, Кайгарлинского и др.) терялось до 50 т ртути в год [366]. Очень высокими концентрациями ртути в различных компонентах окружающей среды отличаются районы добычи и производства этого металла [691].

Таблица 147. Масштабы ртутоносности различных месторождений [49]

Тип месторождения, тип и сорт руды	Ртутоносность, т
Медно-колчеданный, медно-цинковые	n1000
Медно-порфировый, молибдено-медные	n10
Медистые песчаники, существенно медные	n10
Медно-никелевый	n10
Стратиформный, свинцово-цинковые баритсодержащие	n1000
Колчеданно-полиметаллические, медно-свинцово-цинковые	n10
Скарновый и метасоматический, свинцово-цинковые	n10
Жильный, свинцово-цинковые	n10
Бокситовый	n10
Алунитовый	n10
Железородный	n10

Таблица 148. Распределение ртути в рудах и продуктах их переработки [111]

Фракция	Hg, мг/кг (среднее)	Относительное количество Hg, %
Руда	10–25	100
Медный концентрат	28–41	10–14
Цинковый концентрат	76–123	35–48
Пиритный концентрат	5–15	36–50
Хвосты	1–9	2–5

Особую группу поллютантов составляют органические соединения, присутствующие в рудах и рудовмещающих породах. Органические соединения обнаружены более чем в 80 видах твердых полезных ископаемых. Они встречаются в рудах и минералах полиметаллических, золоторудных, ртутных, ртутно-сурьмяных, ртутно-вольфрамовых, оловорудных, флюоритовых, пегматитовых месторождений [68–71, 119, 437]. Всего к настоящему времени в рудах различных месторождений выявлено свыше 120 индивидуальных органических соединений. Достаточно надежно идентифицированы: 1) предельные и непредельные углеводороды (метан, этилен, пропилен, бутилен, амилен, гексан, гептан, октан и др.), общее количество которых изменяется в пределах от 0,2 до 7,8 см³/кг породы; 2) полициклические ароматические углеводороды (бензпирен, нафталин, флуорантен и др.), общая концентрация их достигает 0,06–0,42 мг/кг; 3) амины (метиламин, делитиламин, этиламин и др.). Установлено также наличие гетероциклических соединений, аминов, цианидов, спиртобензольных смол, минералов группы парафинциклопарафинов. Практически во всех гидротермальных рудных образованиях, независимо от характера вмещающих пород и типа руд, обнаружены полициклические ароматические углеводороды (ПАУ).

В разрезе зоны гипергенеза рудных месторождений четко прослеживается дифференциация ассоциаций химических элементов в зависимости от характера вертикального профиля коры выветривания, типа вмещающих пород и степени концентрации сульфидов [499]. Так, сравнение интенсивности процессов перераспределения химических элементов в горизонтах окислительного типа для ряда вмещающих пород «силикатные (кремнистый тип коры выветривания) – алюмосиликатные (глинистый тип коры) – карбонатные (карбонатно-глинистый тип коры)» показывает,

что для руд и первичных ореолов существуют контрастные и однонаправленные тенденции в изменении характера перераспределения типоморфных элементов. В породах кремнистого состава при выветривании часто наблюдается резкая дифференциация в поведении химических элементов. Многие из них здесь миграционно подвижны и энергично выносятся (Zn, Co, Cu, Cd, Se – почти всегда, Pb, As – часто, но особенно при обилии пирита). Другие элементы (Mo, Ag, Ba) иногда накапливаются (с гидроксидами железа). В породах алюмосиликатного состава подвижность многих элементов уменьшается в связи с появлением сорбционного барьера. В условиях выветривания рудовмещающих пород даже Zn часто становится малоподвижным. В основном энергично выносятся только лишь аниогенные элементы (Se, Te). Однако уменьшение подвижности элементов наблюдается далеко не всегда, поскольку оно обусловлено временными соотношениями между процессами образования глинистых минералов и окислительным разрушением сульфидов. В породах карбонатно-глинистого состава тенденция уменьшения подвижности элементов проявлена особенно контрастно. Даже в условиях выветривания относительно богатых руд большинство химических элементов ведет себя сравнительно инертно [499].

В результате природных гипергенных процессов происходит разрушение рудных месторождений, обуславливающее перераспределение вещества руд и первичных ореолов в окружающем пространстве и приводящее к образованию вторичных геохимических ореолов (в почвах и рыхлых отложениях) и потоков рассеяния (в донных отложениях, взвеси и водах водотоков), которые часто блокируются в сближенные серии, характеризующие оруденение рудных полей, узлов и районов [153, 362, 363, 397, 452, 499, 580]. Обычно площади рудных полей колеблются от единиц квадратных километров до 20 км², в редких случаях достигая нескольких десятков квадратных километров. Площади месторождений в среднем на порядок меньше площадей рудных полей, а площади рудных тел – на порядок меньше площади месторождений. Площади аномальных геохимических полей, соответствующие потенциальным рудным полям, в среднем составляют 15–80 км² (изменяясь в пределах 8–180 км²). Минимальные площади (8–40 км²) характерны для аномальных геохимических полей грейзеновых, пегматитовых, кварцево-жильных рудных полей месторождений W, Au, Sb, Hg, Sn, а максимальные (10–180 км²) – для колчеданных, медно-порфириковых, стратиформных и жильных полиметаллических, медно-никелевых, урановых, сурьмяно-ртутных. В большинстве случаев качественный состав аномальных геохимических полей, как правило, комплексный с преобладанием одного или нескольких основных рудообразующих элементов, которые наиболее широко распространены не только в центральных, но и в периферических частях выделяемых геохимических полей. Менее интенсивные, но относительно большие по размерам аномальные поля образуют химические элементы и соединения широкого рассеяния (ртуть, галогены, щелочные металлы, битумы). Например, площадь рудного поля одного из сульфидных месторождений составляет 250 км², из них на 120 км² концентрации Pb, Cu, Zn, Co, Mo в почвах превышают фоновые значения в 5–10 раз и на площади 25 км² – более чем в 10 раз [506]. Показательно, что из девяти населенных пунктов, расположенных в пределах данного рудного поля, семь находятся на территории с высокими содержаниями химических элементов в почвах. Для другого крупного региона развития сульфидно-касситеритовых месторождений по поисковым геохимическим данным выявлены три типа аномалий с весьма токсичным комплексом элементов в ассоциации: Hg, Pb, As, Zn, Cu, Sn, Sb, Mn. Общая площадь проявления аномалий в почвах составляет почти 5000 км², причем концентрации Pb достигают 0,1–0,5%, Hg – 0,001%.

Размеры и морфология вторичных геохимических ореолов, являющихся, в свою очередь, источниками поставки вещества для потоков рассеяния, а также средняя протяженность последних, их минимальная и максимальная длина для большинства рудных месторождений достаточно близки [153, 452, 499, 580]. Различия проявляются в качественном составе геохимических ассоциаций и интенсивности концентрирования химических элементов. В большинстве случаев вторичные геохимические ореолы и потоки рассеяния характеризуются полиэлементным составом. Содержания химических элементов (рудообразующих и элементов-спутников) во вторичных ореолах и потоках рассеяния обычно не более чем в 10–15 раз превышает фоновые значения; лишь в центральных и очень локальных зонах ореолов (0,0п км²), непосредственно трассирующих рудные тела, интенсивность их концентрирования может быть существенно выше.

Для рудогенных потоков рассеяния поставка химических элементов связывается с деятельностью эрозионных и склоновых процессов (в основном поступление механических продуктов разрушения руд, рудоносных пород, первичных и вторичных ореолов) и с выходом подземных вод (преимущественное поступление растворенных веществ). Интенсивность эрозионных и склоновых процессов зависит от физико-географических особенностей территории, что позволяет говорить о географической зональности поставки твердых веществ в реки горнорудных районов. Как правило, наблюдается относительно равномерное в разрезе года поступление растворенных веществ с грунтовыми и подземными водами. Поставка твердых веществ распределена во времени крайне неравномерно: до 70–99% годового твердого стока может приходиться на периоды половодий и паводков. Состав ассоциаций элементов, накапливающихся в аллювии, обычно хорошо коррелирует с минералого-геохимическими особенностями дренируемых месторождений [363, 440, 512, 882]. Особенности пространственного распределения элементов в потоках рассеяния (в аллювии) в значительной степени находятся в зависимости от положения рудопроявлений и месторождений в долине. Наиболее интенсивные аномалии обычно совпадают с участками рудопроявлений и месторождений. В пространственном плане характерно наличие 2-х участков – головной части потока (на котором поступают рудные вещества) и шлейфа (перенос рудного материала). Головная часть отличается резким, скачкообразным возрастанием концентраций элементов в отложениях с незакономерными их колебаниями. Протяженность ее зависит от размеров месторождений и положения русла по отношению к долине. В вертикальном разрезе потоки рассеяния отличаются развитием 2-х горизонтов – нижнего (образован аллювием более древних русел) и верхнего (современные отложения). Как правило, потоки рассеяния в действующих руслах находятся в тесном взаимодействии с потоками рассеяния в отложениях поймы. Имеются указания на развитие более контрастных потоков в грубообломочных отложениях, нежели в тонких фракциях горного аллювия [440, 907]. Очень часто формируются так называемые прерывистые потоки рассеяния, характеризующиеся наличием нескольких экстремумов концентраций химических элементов, обусловленных несколькими причинами, основной из которых является неравномерность развития денудационных процессов [383]. По мере удаления от коренного источника взаимоотношения и характер корреляционных связей между содержаниями рудных элементов в русловых отложениях отличаются от характеристик коренного оруденения [363]. Наибольшая степень сходства обычно характерна для водотоков 1–2 порядков.

В естественных условиях общий химический состав воды горных рек зависит от источников питания и во многом определяется типом слагающих водосборы горных пород (табл. 149). Как правило, минимум минерализации приурочен к сезонам таяния ледников и снегового покрова, максимум – к зимнему времени, когда в питании речного стока заметно преобладают грунтовые и подземные воды. Реки, дренирующие гранитные породы отличаются более низкой минерализацией, нежели реки, бассейны которых сложены известняками. Сланцевые водосборы занимают промежуточное положение.

Таблица 149. Химический состав рек бассейна Ардона (Северная Осетия), мг/л [461]

Компонент	Весна			Лето			Осень			Зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Ca ²⁺	9,8	14,6	39,9	12,1	16,5	39,7	13,4	21,4	46,6	14,8	27,5	44
Mg ²⁺	1,0	3,1	6,1	1,0	3,7	9,9	0,9	4,2	3	2	5	13,3
Na ⁺ +K ⁺	3,0	5,5	3,8	1,4	3,4	5,3	3,7	5,2	9,5	5,5	9,1	11,6
HCO ₃ ⁻	28,7	49,9	131,3	30,5	48,1	133,7	34,8	74,8	159	52,8	79,1	183
SO ₄ ²⁻	9,1	15,3	17,9	8,8	17,3	32	11,9	14,6	17,9	18,9	38,3	34,5
Cl ⁻	1,9	2,7	3,1	2,2	3,6	7,9	2,8	3,8	2,3	0,9	3,2	2,1
Σ _и	45	73	137	45	80	175	71,1	97	170	78	147	202,5

Примечание. Породы, слагающие бассейн: 1 – граниты, 2 – сланцы, 3 – известняки.

Рудные месторождения характеризуются присущими им гидрогеохимическими полями, в структуре которых различают области развития рудных вод (ареал) и ореольных вод (ореол) [148, 252, 254]. Рудные воды формируются в непосредственной близости от рудного тела (простран-

ственно совпадают с источником рассеивающего вещества) и отличаются, как правило, незакономерным и неупорядоченным по отношению к потоку подземных вод пространственным распределением рудных компонентов. Ореольные воды представляют часть гидрогеохимического поля за пределами источника рассеивающего вещества, внутри которого в соответствии со структурой потока происходит закономерное уменьшение содержаний элементов (пространство от границы рудных вод до фоновых). Гидрогеохимические поля рудных месторождений, рудные и ореольные воды практически всех известных типов рудных месторождений характеризуются повышенными концентрациями достаточно широкого комплекса макро- и микроэлементов, уровни которых могут заметно превышать фоновые концентрации (табл. 150, 151). Обычно протяженность гидрогеохимических ореолов и потоков рассеяния, формирующихся в окрестностях рудных месторождений, относительно невелика и составляет в пределах придолинного ландшафта первые сотни метров, реже 1–2 км, в пределах приводораздельных ландшафтов гумидного климата – 0,5–3 км, иногда до 5–8 км; в условиях аридного климата – не превышает 0,5–2 км [252, 254] (табл. 152). Материалы, систематизированные В.В. Поликарпочкиным [440], также свидетельствуют об относительно незначительной длине рудогенных водных потоков рассеяния в поверхностных водотоках: обычно от первых сотен метров до первых километров, в редких случаях до 13–17 км. Необходимо отметить, что известны достаточно обширные по площади территории, в пределах которых в поверхностных водах стабильно фиксируются повышенные содержания многих химических элементов и их соединений, обусловленные влиянием различных природных (естественных) факторов [823].

Таблица 150. Комплекс элементов, присутствующих в аномальных концентрациях в гидрогеохимических полях некоторых рудных месторождений [252]

Месторождение	Специфические элементы в водах	Полный комплекс элементов в водах
Уран-редкометальное	U-Sn	Al-Ti-V-Ga-Zr-Y-Yb-Be-Mo-F-Cl-Na-Cu-Zn-As-Sn
Кварц-золотое	Au-Ag	Ti-V-Ga-Zr-Be-Cu-Zn-Fe-Mn
Кварц-касситеритное	Sn	Al-Ti-V-Ga-Y-Yb-Mo-As-Zn
Урановое	U	Ti-V-Zr-Mo-F-Y-Zn
Касситерит-вольфрамитовое	Sn-W	Ti-V-Ga-Y-Be-Mo-Zn-Cu
Касситерит-шеселит-вольфрамитовое	Sn-W-Bi	Al-Ti-V-Ga-Zr-Sc-Cu
Касситерит-вольфрамитовое	Sn-W	Al-Ti-V-Ga-Zr-Be-Yb-Zn-Cu
Титано-магнетитовое	Ti-Fe-Cr-V	Al-Ga-Mg
Золотосеребряное	Au-Ag-K	Zn-Cu-As-Al-Ti-V-Ga-Y-Yb-Be
Сульфидные медно-никелевые	Co-Ni-Fe	Zn-Cu-As-Ti-Al-V-Ga-Cr-Mg

Таблица 151. Химические элементы в рудных и ореольных водах близповерхностных золотосеребряных гидротермальных вулканогенных месторождений Северо-Востока и Дальнего Востока России, мкг/л [252]

Компонент	Рудные воды	Ореольные воды	Фоновые воды
Золото	n	$n \times 10^{-2}$	$< 0,005$
Серебро	до 5	0,07	0,01
Цинк	10–30	0,3–0,5	$< 0,1$
Медь	1–5	$n \times 10^{-1}$	0,1–0,2
Мышьяк	1–10	1–2	0,5
Марганец	20–100	25–30	1–3
Кобальт	1–5	0,5	$< 0,5$
Сульфат-ион	20000–100000	12000–16000	1000–2000
Титан	100–500	100–200	20–70
Алюминий	1000–10000	3000	100–300
Галлий	0,3–1	0,3	$< 0,3$
Бериллий	0,1–1	0,1–0,2	$< 0,1$
Ванадий	0,5–3	0,5	$< 0,5$
Калий	1500–2000	до 2000	100–400

Таблица 152. Основные гидрогеохимические признаки рудных месторождений Якутии (по В.М. Макарову, цит. по [252])

Месторождения	Прямые признаки	Косвенные признаки	Характеристика ореолов и потоков рассеяния
Золоторудные: Плащеобразные залежи окисленных руд в карстовых депрессиях Крутопадающие жилы и сопряженные с ними субгоризонтальные залежи полисульфидного и пирит-анкеритового составов	Au Au	Ag, Mn, Sb, Sn, Ti, Be, SO ₄ ²⁻ Zn, Pb, Ag, Sn, Mo, Be, SO ₄ ²⁻	Площадь ореолов до первых десятков кв. км Протяженность потоков 0,4-8,1 км
Золотосурьмяные: Зоны дробления с золотоносными кварц-антимонитовыми жилами, линзами, гнездами	Sb, Au	As, Hg, Co, Ga, Pb, Ge, SO ₄ ²⁻	Площадь ореолов до первых десятков кв. км, протяженность потоков 0,4 км
Оловорудные: Сульфидно-касситеритовые Оловянно-редкометалльные	Sn Sn, Li	As, B, F, Pb, Zn, Hg, Cu, SO ₄ ²⁻ As, Bi, Ag, Be, P	Площадь ореолов – первые кв. км, протяженность потоков до 1 км Протяженность потоков – первые километры
Медно-вольфрамовые и вольфрамовые	W, Sn, Cu	As, Zn, B, Co, Be, Ba	Протяженность потоков – первые километры
Полиметаллические	Pb, Ag, Zn	Sn, Cd, Cu, As, Hg, Ge, SO ₄ ²⁻	Площадь ореолов 1–6 км ² ; протяженность потоков 1–4 км
Ртутные	Hg	Sb, As, Ba, SO ₄ ²⁻	Протяженность потоков до 1 км
Медно-никелевые	Cu, Ni	Ti, Mn, Zn, Cr, Ag, V, Pb, Co, Zr, Sn	Протяженность потоков 0,5–1 км
Алмазные (кимберлитовые трубки в карбонатных породах)		Nb, Cr, Mn, Ti, V, Ag, As, Ga, Co	Слабоконтрастные прерывистые ореолы площадью (0,1–1)н км ²

В освоенных горнорудных районах главным фактором преобразования природной среды являются техногенные процессы, проявляющиеся уже на стадиях поисков и разведки месторождений и существенно интенсифицирующиеся при их эксплуатации. Разработка рудных месторождений на несколько порядков увеличивает физико-химическую денудацию, миграционную способность многих химических элементов и объем их поставок в природные воды, что в конечном счете приводит к коренному преобразованию геохимического облика водотоков. В общем случае эти изменения зависят от типа месторождения, гидрогеологических и ландшафтно-геохимических условий водосбора, контролирующих интенсивность вторичных изменений горных пород, а также от принятой системы добычи, обогащения и передела минерального сырья. Особое значение имеют такие факторы, как количество сульфидов в разрабатываемой горной массе, состав рудовмещающих пород, степень проработки сульфидсодержащих пород процессами окисления, время существования поверхностных техногенных осадочных образований, степень очистки стоков и особенности хранения отходов, интенсивность поставки твердого материала [4, 21, 181, 182, 432, 500, 506, 508, 956, 970, 1007]. При отсутствии в горнорудном районе предприятий по пирометаллургическому переделу руд основным объектом техногенной геохимической трансформации являются, как правило, именно водные системы.

Обычно на ранних стадиях освоения месторождения состав химического загрязнения соответствует геохимической специализации территории. По мере увеличения степени освоения месторождения интенсивность техногенного воздействия увеличивается, а качественный состав загрязнения может заметно меняться. С эколого-геохимической точки зрения наиболее опасными являются промышленно-генетические типы месторождений, разработка которых приводит к резкому увеличению мощности зоны гипергенеза и изменению условий миграции поллютантов. Наиболее существенные изменения важнейших условий миграции химических элементов (окис-

лительно-восстановительного потенциала, кислотно-щелочного равновесия, доминирующих видов лиганд, способствующих водной миграции элемента) должны происходить при разработке сульфидных месторождений, характеризующихся наличием в рудах большого количества двойных сульфидов (рН 2–4, Eh до 700 mV), – колчеданных, магматических ликвационных, стратиформных медно-полиметаллических и др. [253, 255]. В водах этих месторождений будут концентрироваться значительные количества тяжелых металлов переходных периодов с низкой валентностью (Pb, Zn, Cu, Co, Ag, Ni и др.). Отличная от этой группы по рассматриваемым показателям – группа месторождений, связанных со щелочными породами (позднемагматические, карбонатитовые), в водах которых (рН 8,5–12, Eh 200 mV) накапливается значительное количество лигандов-комплексобразователей, способствующих миграции химических элементов. В щелочных водах наиболее активно мигрируют токсичные элементы с высокой валентностью (TR, Cr и др.) и аниогенные элементы (F, As). При прочих равных условиях наиболее опасным (с экологических позиций) представляется разработка месторождений в северных тундрово-лесных районах, где развиты процессы выщелачивания (Кольский п-ов, район Норильска, Чукотка).

В районах, связанных с добычей, обогащением и переработкой различных руд, резко меняются характер и интенсивность поступления химических элементов в водные системы. Это связано с изменением масштабов и интенсивности механической и водной миграции, что обусловлено перемещением больших масс горных пород и их последующим перераспределением в отвалах под действием гравитационных процессов, разрушением хвостохранилищ под влиянием экзогенных факторов, поступлением сточных вод с рудников, обогатительных фабрик, шламоохранилищ и металлургических предприятий, а также поверхностного стока с территорий, загрязненных промышленными выбросами и отходами. В горнорудных районах образуются три основные группы отходов, являющихся источниками поступления поллютантов в окружающую среду: твердые отходы (отвалы пустых пород, хвосты обогащения, шламы металлургических предприятий и т. п.), сливы и сточные воды, пылегазовыбросы в атмосферу. В свою очередь, можно выделить три основных способа поставки загрязняющих веществ в поверхностные водотоки: со сточными водами, возникновение которых связано с техногенной деятельностью, с водами поверхностного (склонового) стока, формирующихся при таянии снежного покрова и во время дождей, в результате эолово-дефляционных процессов.

Горное производство отличается значительными объемами потребляемой воды. Например, укрупненные нормы расхода воды при добыче 1 т полиметаллических руд открытым способом составляют 0,15 м³, подземным – 3,05; обогащение 1 т полиметаллической руды – 1,23, медных – 1,02–4,46 м³. Нормативы водопотребления на металлургических заводах еще более высоки (в 2–15 раз) [588]. Объемы отводимых сточных вод в горнопромышленных районах также чрезвычайно велики. Так, на медно-цинко-пиритном руднике Фиасалми (Финляндия) общий водосток достигал около 5 млн. м³ воды, состоящей из вод отходов обогащения, дождевой воды и воды, откачиваемой из рудника [116]. Использование воды на руднике составляло (при годовой добыче руды примерно 1 млн. т) 2,5–3,5 м³ на 1 т руды. Общее потребление воды на обогатительной фабрике на цинковом руднике Виханти (Финляндия) достигало 2,7 м³ на 1 т руды или 2,85 млн. м³ в год. В 1983 г. примерно 22% от этого количества было выкачено из рудника, 34% из отстойника. Свежая пресная вода составляла до 44% общего водопотребления. Степень рециркуляции воды колебалась от 60 до 70%. Сточные воды, образующиеся в горнорудных районах, обычно включают водоотлив из подземных горных выработок и карьеров, стоки обогатительных фабрик, с отвало- и шламоохранилищ, с площадок кучного выщелачивания, а также сточные воды расположенных непосредственно в горнорудных районах металлургических предприятий (табл. 153). Кроме того, как отмечалось выше, поставка различных веществ в поверхностные водотоки осуществляется также с рудными и ореольными водами, образующими природные вторичные ореолы и потоки рассеяния. Состав поверхностного стока формируется в результате загрязнения подстилающей поверхности (горных пород, почв, снегового покрова) пылегазовыбросами при открытых горных разработках, вентиляционными выбросами рудников, при дефляции отхоохранилищ и площадок кучного выщелачивания, при потерях рудного вещества при транспортировке руд и пород, выбросами (организованными и неорганизованными) в атмосферу при процессах обогащения и переработки сырья

и использования сопутствующих материалов на обогатительных фабриках и металлургических предприятиях. Определенную роль играет поверхностный сток с территорий, в пределах которых развиты рудогенные геохимические аномалии.

Таблица 153. Химические элементы в различных водах горнорудных территорий Приморья [22]

Место, месторождения	pH	SO ₄ ²⁻	Al	Mn	Fe	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Фон, Сихотэ-Алинь	7,35	6,8	<10	2,5	10,5	1,7	9,1	<2	0,05	0,7
Рудничный водоотлив, касситерит-силикатное	7,40	402	22	2299	12	26	644	5	8,2	2,8
То же, касситерит-сульфидное	3,15	499	3170	13910	131850	5210	25440	200	502	191
Дренажный сток, обогащение скарново-полиметаллических руд	5,16	202	11	152	16	2	68	5	0,2	1,3
То же, шламохранилище, обогащение Pb-Zn руд, силикатные породы	3,48	276	4300	20890	101940	140	24470	18	56	318
Воды штольни, горизонт 1060 м, касситерит-сульфидное	4,78	479	2260	24000	73	1180	36490	<2	558	40
То же, горизонт 795 м	7,18	190	32	4010	44	58	4460	2	36	1,8
Вода, карьер, полиметаллическое	6,85	885	14	12040	69	51	28740	<2	76	4,4
Дренажный сток из-под отвалов	3,30	4050	2140	40810	13210	8630	350520	4	1470	265
То же, шламохранилище, обогащение Pb-Zn руд	7,24	359	<10	1642	53	1,4	120	2	0,56	50
Рудничный водоотлив, касситерит-силикатное малосульфидное	6,95	105	95	3870	9	66	1500	8	12	10
То же, после отстойника	6,24	160	266	2150	15	257	1650	<2	12	2
Ручей, рудничный водоотлив, касситерит-сульфидное	3,22	506	7940	13750	81920	4676	22800	44	362	105

Примечание. Сульфаты в мг/л, металлы и мышьяк в мкг/л.

Сравнительное изучение состава руд, отходов их добычи, обогащения и металлургической переработки показывает, что существенная часть элементов, присутствующая в рудах, интенсивно концентрируется в указанных отходах (табл. 154). При этом очень часто в последних более высокие уровни характерны не для основных рудных элементов, а для сопутствующих элементов (элементов-индикаторов). Кроме того, в отходах типично появление элементов, отличающихся более высокими уровнями содержания, нежели в рудах (т. е. в ходе технологических процессов происходит вторичное обогащение). Вблизи соответствующих предприятий в отходах обогащения ежегодно складываются десятки, сотни и даже тысячи тонн химических элементов (табл. 155). Например, в отвальных шлаках ГМК «Североникель» в среднем содержится 1100 мг/кг Cu, 1100 мг/кг Ni, 400 мг/кг Co; в отвалах комбината «Печенганикель» концентрации Ni составляют 800–1000 мг/кг, Cu – 600–1000 мг/кг [595]. В последнем случае масса отвалов достигает 20 млн. т, т. е. в них аккумулировано по 20 тыс. т Ni и Cu. При выветривании отходов идет активное извлечение из них сульфатов меди и никеля. В районе Салаирского горно-обогатительного комбината в хвостохранилищах накоплено около 30 млн. т отходов, в которых содержания Au, Ag, Pb, Zn и Ba могут превышать таковые в балансовых рудах [56]. Так, концентрации Ba достигают 27%, Zn – до 1,4%, Pb – до 1%, Ag – 30 мг/кг [255].

Таблица 154. Химические элементы в рудах, отходах обогащения и шлаках [276, 678, 826]

Месторождение	Объект	Порядок значений кларков концентрации элементов				
		>>100	100–30	30–10	10–3	3–1,5
Колчеданно-полиметаллическое	Руда	Bi-Te-Zn-Cd-Pb-As-S-Ag	Se	–	–	–
	Отходы обогащения	Bi-Te-Cd-Ag-As	Pb-Zn	Se-Mn	S	–
Полиметаллическое	Руда	Cd-Zn-Ag-Pb	Cu-Bi	Mo	Sn-Co	Y-Ga-Sr
	Отходы обогащения	Ag-As	Pb-Cd-Sb	Cu-Bi-Zn-	Sn	Ba-Co-Nb
	Шлам металлургического завода	Ag-Cd-Zn-Pb	Cu-Mo	Co-Sn-Ni	Mn-Bi	W
Колчеданно-полиметаллическое	Шлам из хвостохранилища	Bi-Pb-Zn-As-Ag-Cd-Sb-Cu	–	Ba-Tl-Mo	Mn-Co	W-Ge

Таблица 155. Химические элементы в рудах и отходах колчеданно-полиметаллического месторождения [506]

Элемент	Рудная масса		Отходы		
	мг/кг	K_C	мг/кг	K_C	P
Висмут	40	4400	30	3300	37
Теллур	1	1000	1	1000	1,2
Цинк	66700	804	3000	36	3700
Кадмий	100	770	30	230	37
Свинец	11900	740	1500	94	1850
Мышьяк	1000	590	200	120	246
Сера	192000	400	1390	3	1712
Серебро	16	230	10	137	12
Селен	2	40	1	20	1,2
Марганец	—	—	10000	10	12360

Примечание. K_C – коэффициент обогащения относительно фона; P – запасы химических элементов в отходах, т/год.

Для полиметаллических месторождений имеется значительное количество данных, показывающих, что концентрации химических элементов в породных отходах могут быть чрезвычайно высокими. Особенно это касается отвалов разработок прошлых лет, когда выбирались руды со значительно более высокими концентрациями, нежели в настоящее время. Например, по данным [838], в отвалах ряда полиметаллических месторождений США, Англии и некоторых африканских стран содержания Pb достигают сотен и тысяч мг/кг (до 1,5% в Уэльсе), Zn – тысячи мг/кг (иногда до 3%), Cu – сотен и тысяч мг/кг. Отходы, образующиеся при разработках месторождений борато-магнетитовых руд, обогащены As (в среднем 100 мг/кг; годовое поступление составляет 200 т), Cr (в среднем 342 мг/кг; поступление – 684 т), редкими землями (1300 мг/кг; поступление – 2600 т) [506]. Высокими концентрациями ряда химических элементов отличаются шлаки горно-металлургических предприятий.

В рудах и рудовмещающих породах химические элементы, присутствующие в сульфидных формах, на дневной поверхности начинают испытывать активное воздействие разнообразных агентов выветривания [499, 502, 508]. При этом миграционная подвижность продуктов выветривания обусловлена, прежде всего, количеством сульфидов и, следовательно, образующейся при их окислении серной кислоты, а также сорбционными, нейтрализующими и осаждающими свойствами вмещающих оруденение горных пород. Показательно, что во многих случаях содержания сульфидов в отходах (особенно в хвостах обогащения) превышают 10–20% при уровнях металлов (таких, как Pb, Zn, Cu) в десятки, сотни и даже тысячи раз выше их кларков. Практически всегда техногенное воздействие на месторождения приводит к резкому (в несколько раз) увеличению мощности зоны гипергенеза. Такие явления, например, наблюдались на Красногвардейском медноколчеданном месторождении на Урале [3] и на сульфидно-касситеритовых месторождениях Комсомольского оловорудного района [444]. Наиболее сильно интенсивность процессов выветривания возрастает в условиях отвалов и хвостохранилищ, что обусловлено здесь высокой проницаемостью агентов выветривания и хорошими условиями для удаления растворимых продуктов, не успевающих осадиться на геохимических барьерах. Кроме того, выщелачивание химических элементов в хвостохранилищах интенсифицируется кислотными остатками флотореагентов, поступающими вместе со сбросными водами. Как правило, материал хвостохранилищ представлен мелкими и тонкими гранулометрическими фракциями, что предопределяет его повышенную миграционную способность. Принципиален тот факт, что в отвалах и хвостохранилищах активно идут процессы современного минералообразования, направленные на образование вторичных минералов, обычно менее устойчивых в условиях окружающей среды. В отвалах, в ходе процессов новейшего выветривания, так же как и в коренных породах, образуется профиль с вертикальной зональностью окислительно-восстановительного типа [500]. Девис [838] приводит данные о формировании поверхностной зоны окисления в погребенной зоне восстановления. При разработке колчеданных месторождений, когда сульфидные руды вступают в непосредственное соприкосновение с большими количествами свободного кислорода, процессы окисления могут протекать настолько интенсивно, что температуры поднимаются до 300°C и даже выше и происходит обильное выделение удушливых газов. Эти бурные процессы подземного окисления пирита в рудниках получили

название «подземных колчеданных пожаров» [516]. Рудничные воды в этой зоне имеют температуру до 100°C. Окисление пирита и других сульфидов при колчеданных пожарах приводит к образованию серной кислоты, сульфатов, различных летучих продуктов. Все это способствует интенсификации эпигенетических процессов. На Красногвардейском месторождении наблюдалась герметично закрытая горная выработка, стенки которой были покрыты новообразованными хорошо растворимыми минералами: мелантеритом, пизанитом, глоккеритом, самородной серой и др. Расчеты показали, что в результате химического разубоживания за год выносятся 170 т серы халькопирита и более 500 т серы пирита; за период эксплуатации одного из медно-колчеданных месторождений с 1935 г. по 1983 г. рудничными водами вынесено более 50 тыс. т Cu, причем до 40% этого количества поступило в окружающую среду [3]. В отвалах, образующихся при разработке оловянно-полиметаллических месторождений, в верхнем слое формируется зона выщелачивания (мощностью до 30–40 м), обедненная рудными элементами и железом [439]. Верхние горизонты отвальных пород характеризуются низкими значениями pH водной вытяжки (3,5–4,5). В нижних горизонтах отмечается обогащение гидроксидами Fe и Mn, иногда формируется зона скопления гипса. В почвах, погребенных под отвалами, происходит подкисление всей толщи профиля (pH 3,5–4,0), разрушаются почвенные коллоиды, нарушается почвенный поглощающий комплекс, активизируется миграция органического вещества. Все это свидетельствует о подвижности химических элементов в отвалах, которые практически никогда не изолированы от водных систем. В сернокислых ландшафтах в ходе миграции химических элементов от отвалов к местному бассейну стока осуществляется определенная геохимическая дифференциация (табл. 156). В результате создается определенная зональность, что выражается в существовании: 1) области преимущественного осаждения Fe и связанных с ним аниогенных элементов (P, As), а также Pb на щелочно-кислородно-сорбционном барьере у выходов фильтрационных вод на поверхность; 2) области аккумуляции Zn, Cu, Cd, Pb на органо-сорбционных барьерах торфяно-перегнойно-глеевых пойменных почв [181]. Тем не менее в речных водах ниже отвалов (ниже впадения фильтрационных вод) фиксировались повышенные (на 1–4 порядка) концентрации Zn, Cd, Cu, Fe, As, P, Mg, сульфатов и др. Самые протяженные потоки (до $n \times 10$ км) образуют Zn и Cd.

Таблица 156. Химические элементы в отвалах и фильтрационных водах из них, отработанное полиметаллическое месторождение, юг Дальнего Востока

Место	pH	SO ₄ ²⁻	P	Fe	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Отвалы, мг/кг	–	–	12000	180000	1300	29000	4000	140	12000
Фильтрационные воды, мг/л	2,6–3,9	5000	0,2	100	6	800	–	2	0,6
Латеритоподобный панцирь, подножье отвалов, мг/кг	–	–	20000	720000	Слабое накопление		3600	Слабое накопление	2200
Пойма малой реки, торфяно-перегнойная почва, мг/кг	–	–	–	–	12000	140000	–	18000	2550
Речные воды	Концентрации повышены на 1–4 порядка								

Примечание. Таблица составлена по данным [181]; приведены максимальные значения; отвалы образованы бескарбонатными вскрышными породами и забалансовыми рудами.

Воды, образующиеся на отвало- и хвостохранилищах, сбрасываются непосредственно в поверхностные водотоки или инфильтруются в ложе и борта мест захоронения, в конечном счете также разгружаясь в водные объекты. Важная роль в поставке поллютантов принадлежит рудничным водам. Например, если в горных районах Сев. Осетии естественным фоном являются относительно маломинерализованные в основном гидрокарбонатные кальциевые воды, то сливные воды полиметаллических рудников отличаются высокой минерализацией (они, в основном, солоноватые) и сульфатно-кальциевым (натриевым) составом (табл. 157). Стоки водоотлива рудников и карьеров характеризуются специфическим общим составом и обогащены многими элементами, концентрации которых многократно превышают фоновые и кларковые уровни (табл. 158–160). В шахтных водах Октябрьского и Сибайского медно-колчеданных месторождений концентрации

ртути достигали 13 и 20 мкг/л соответственно [379]. В шахтных и рудничных водах медно-колчеданных месторождений Урала содержится ряд микроэлементов (TR, Cd, Sb, W и др.), концентрации которых приближаются к содержаниям в соответствующем сырье [564–567]. Так, среднегодовые концентрации редкоземельных металлов, несмотря на вариации от года к году, постоянно превышают рекомендуемые условные минимально промышленные содержания. Своеобразным химическим составом и высокими концентрациями многих металлов характеризуются сточные воды золотых рудников (табл. 161). Высокие концентрации химических элементов, особенно тяжелых металлов, отмечаются в так называемых приотвальных водах колчеданных месторождений Урала [183].

Таблица 157. Химический состав шахтных вод рудников Северной Осетии, мг/л [461]

Рудник	HCO ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Na ⁺ + K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Сухой остаток
Буронский	166,6	530,2	10,3	13,6	230,0	24,4	937,0
Холст	136,4	682,5	3,1	23,4	231,6	49,0	1131,0
Садонский	318,7	584,9	13,7	195,6	154,5	30,3	1105,0
р. Цейдон (фон)	61,0	27,6	2,1	12,9	16,9	2,9	121,0

Таблица 158. Состав вод вблизи Юрьевского золотосеребряного месторождения, мг/л [645]

Объект	HCO ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NO ₃ ⁻	М
Штольня	266,0	332,0	1,0	3,7	1,9	156,3	45,6	0,8	807,3
Фон	22,0	1,7	1,0	2,6	0,4	5,4	1,1	0,1	34,7

Таблица 159. Химические элементы в сливных рудничных водах, мг/л [915]

Месторождения	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Золоторудные, ЮАР	4–206	3–550	1,92–15,9	0,06–5,4	1,15–26	до 0,052	до 0,29
Воды зоны гипергенеза	0,0494	0,547	0,00331	0,00558	0,034	0,00033	0,000221

Таблица 160. Химические вещества в водах сульфидных шахт Финляндии (Нуурра, 1981, 1983; цит. по [116])

Шахта	Глубина, м	pH	мг/л		мкг/л			
			SO ₄ ²⁻	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
Отоку	10	6,9	110	0,8	400	3	170	1
	320	4,1	4400	220	2300	20	3100	1
Пухасалми	150	3,1	3200	90	600	100	230000	60
	210	3,0	5000	260	500	100000	1100000	35
	500	7,2	630	0,2	1	2500	2400	16

Таблица 161. Химический состав сточных вод золотых рудников ЮАР [915]

Месторождение	pH	SO ₄ ²⁻	Mn	Fe	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Клерксдорп	2,7	2700	14	110	700	3900	6800	1600	9000	23	20
Уэст Витс	1,7	11130	206	550	4000	3300	6400	5400	26000	52	290
Уэст Ранд	3,7	2950	18	3	20	2250	1540	1220	4680	7,0	81
Центральный Ранд	3,0	4500	41	124	72	2610	15900	540	13200	6,1	32
Ист Ранд	4,0	340	4	–	–	270	1920	60	1150	0,2	–
Эвандер	3,2	2960	10	29	61	1500	3800	400	3000	2,5	2
Фон в реках	–	11	0,007	0,1	1	0,2	1	3	10	0,5	0,5

Примечание. Сульфаты – мг/л, металлы – мкг/л.

С эколого-геохимических позиций особенно негативные последствия вызывает поступление (отвод, сброс) кислых рудничных вод. Хорошо известно, что даже в результате естественного выщелачивания сульфидных руд значения pH указанных вод могут снижаться до 3–4, что интенсифицирует процессы растворения и выщелачивания химических элементов, резко увеличивает их миграционную способность и, соответственно, содержания в поверхностных водах. Например, на гидротермальных плутогенных месторождениях сульфидного подкласса в связи с интенсивными процессами окисления сульфидов воды характеризуются значениям pH 3–3,5 и повышенными

значениями Eh (до 600 мВ) [252]. Гидрогеохимические поля таких месторождения выделяются высокими уровнями содержания многих халькофильных элементов. Активная добыча руд еще более увеличивает интенсивность выщелачивания и способствует снижению pH природных вод до 1,4–3. Поступление кислых рудничных стоков в поверхностные водотоки вызывает преобразование речных экосистем на значительных расстояниях. Практически в любом климате в районах добычи и переработки сульфидных руд формируются сернокислые ландшафты [431, 432]. Одним из наиболее известных бассейнов дренирования кислых вод является район Спринг-Крик, расположенный в 250 км от г. Сан-Франциско (США) и занимающий площадь около 600 км² [1026]. Здесь имеются многочисленные проявления Cu-Zn сульфидного оруденения, в результате выщелачивания которого значения pH вод снижаются до 5; эти воды выносят часть рудных компонентов, отлагая их в долине в виде залежей сульфатных руд. Их разработка была начата в 1895–1896 гг. открытым способом и достигла максимума (до 1000 т руды в день) в 1904 г. Позже добыча велась в 1930–1945 гг. Все это способствовало интенсивному выщелачиванию оставшихся залежей руд и отходов их плавки, что привело к загрязнению токсичными элементами окружающей местности в радиусе 15–20 км. Опробование, проведенное в 1958–1960 гг., показало, что значения pH поверхностных вод снизились здесь до 3,5–1,4. Это способствовало активному выносу металлов в поверхностные водотоки. Аналогичные процессы были отмечены в районе рудника Пен-Майн, где поверхностные воды характеризуются значениями pH 4,4–1,7. В горнорудном районе Пирамид (оз. Пирамид, шт. Невада, США), отличающегося резко аридным климатом, естественным фоном являются слабощелочные воды (pH 7,7–8,5), однако в районе действующих рудников они стали кислыми (pH в среднем 2,3). В Фостерс-Кэмпе, где в 1920–1930 гг. добывались Au-Ag и Cu-Mo руды, отмечены аномально кислые воды с pH 0,1. В одном из старых горнорудных районов Швеции, недалеко от Стокгольма, где в 1850–1902 гг. велась добыча меди, старые отвалы являются источниками поступления в водотоки кислых вод, обогащенных металлами (Al, Fe, Cd, Zn и др.); pH вод – в пределах 3,7–6,6 [965]. Процессы активного и непрерывного сернокислотного выветривания, обусловленного разработкой медно-колчеданных залежей Среднего Урала, привели к активизации миграции многих тяжелых и редких металлов [567]. В кислых рудничных водах разрабатываемых медноколчеданных месторождений Урала концентрации кадмия находились в пределах 0,025–177,4 мг/л [564]. При этом в слабокислых сульфатных рудничных водах он преимущественно присутствовал в виде двухвалентного катиона (до 60–88%), доля нейтрального сульфатного комплекса составляла 9,2–31%. В одном из кислых рудничных ручьев, дренирующего старый горнорудный район, расположенный на о. Англеи (Северный Уэльс), где до конца XIX в. добывали медную руду, концентрации тяжелых металлов достигали колоссальных значений [911]. Даже несмотря на значительное разбавление «фоновыми» притоками, в водах указанного ручья содержалось (по сравнению с местным фоном) примерно в 100 раз больше Zn, Cu и Mn. Так, в верховьях ручья и в его устье концентрации Fe в воде соответственно достигали 110000 и 11000 мкг/л; Cu – 10600 и 2850; Mn – 7750 и 2150; Zn – 21700 и 5550 мкг/л. В водах эстуария, принимающего сток ручья, также фиксировались высокие концентрации указанных металлов.

Сернокислотный процесс может еще более активизироваться под воздействием пылегазовыбросов заводов по выплавке металлов, содержащих металлонесущие аэрозоли и сернистый газ [181]. В процессе аэрального переноса осуществляется окисление сернистого газа до сульфатов и соответствующее подкисление атмосферной влаги, способствующее растворению аэрозолей. Дождевая и особенно туманная влага в районах влияния таких эмиссий представляют собой в разной степени разбавленные растворы серной кислоты, которые активизируют процессы сернокислотного гипергенеза, особенно на отвалах, хвостохранилищах и загрязненных почвах. В условиях техногенеза интенсифицируются процессы внутрипочвенного выветривания, причем воздействие кислотных дождей оказывается более сильным, чем природные процессы сернокислотного выветривания, обусловленные обычным литогенезом [21, 182].

Сточные воды обогатительных фабрик и металлургических предприятий, кроме рудных и сопутствующих элементов, содержат нефтепродукты и компоненты агентов флотационного обогащения, среди которых известь, сода кальцинированная, сернистый натрий, различные органические и неорганические кислоты, цианиды и многие другие соединения (табл. 162–164). Расход

флотореагентов может составлять сотни-тысячи грамм на 1 т перерабатываемой руды. В процессе очистки стоков нередко образуются некоторые опасные соединения. Так, для разрушения цианидов применяется метод окисления щелочным хлорированием. Это может приводить к образованию очень токсичного промежуточного продукта – хлорциана, загрязнению сточных вод хлором, неполному окислению комплексных цианидов Fe^{3+} , которые остаются в виде ионов $\text{Fe}(\text{CN})_6^{3-}$, создавая потенциальную угрозу загрязнения окружающей среды цианидами [120].

Таблица 162. Химический состав сточных вод меднорудных обогатительных фабрик, мг/л [586]

Компонент	Сливы со сгустителей			Общий сток
	медного	цинкового	пиритного	
Грубодисперсные примеси	124	34	55970	44250
Сухой остаток	1100	2300	2180	1950
Кальций	288	1042	780	684
Хлориды	23	23	85	24
Сульфаты	403	132	268	264
Цианиды общие	3,2	0,7	0,16	0,73
Железо общее	0,3	0,3	0,3	0,35
Медь	2,2	0,1	0,1	0,43
Цинк	1,1	2,6	2,1	2,3
Пиридин	0,02	0,03	–	0,02
Ксантогенаты	2,6	0,3	1,5	1,6

Таблица 163. Химический состав сточных вод свинцово-цинковых фабрик, мг/л [586]

Компонент	Сливы со сгустителей				Хвосты флотации	Общий сток
	цинкового	свинцового	медного	пиритного		
Грубые примеси	171	151	184	64300	160000–300000	150000–250000
Сухой остаток	747	668	2030	695	754	830
Хлориды	15,6	14,3	–	33,3	32,8	29,1
Сульфаты	168	169	372	440	250	223
Цианиды:						
свободные	1,8	0,9	2,6	0	2,4	5,6
в комплексе	1,6	4,6	235	2,9	5,9	4,4
Сu в комплексе с цианидами	1,2	3,75	192	2,4	4,8	4,7
Zn в комплексе с цианидами	0,5	–	–	0,5	–	8,8
Свинец	1,5	0,43	0,14	0,37	2,7	0,8
Цинк	1,03	0,97	2,25	–	10,1	6,5
Сосновое масло	17,2	25,7	24	–	8	25,2
Фенолы	2,4	2,3	10,4	3,4	4,7	16
Ксантогенаты	0,6	0,3	1,9	0,14	0,48	2,4
Дитиофосфаты	2	0,5	2,5	0,05	1,6	2,3

Таблица 164. Состав сточных вод обогатительных фабрик, мг/л (общий сток до очистки) [583]

Показатель, компонент	Редкоземельные	Вольфрамомолибденовые	Сурьмяно-ртутные	Оловянные	Медные
рН	6,5–8	9–11	8–8,3	5,9–10	11–11,8
Окисляемость	5–200	68–544	85–100	25–180	52–344
Сухой остаток	600–1300	4400–6800	400–900	190–580	1600–2647
Сульфаты	80	93–1000	135–400	3–380	1538–1700
Хлориды	70	21–100	40–60	30–50	144
Фенол	0,003	0,05	0,1–0,3	–	–
Нефтепродукты	4	29	11–50	1–5	–
Ксантогенаты	0,2	0,2–0,5	2,5	1,3	0–2,4
Медь	–	0,6	–	–	0,7
Свинец	–	0,7–1,4	–	–	0,5
Цинк	–	0,4–320	–	–	8,3
Цианиды	–	0,4	–	–	0
Марганец	–	64,5	–	–	0
Бериллий	–	–	–	–	–
Фтор	–	3,4–23	–	–	2,3

Важными источниками загрязнения поверхностного (талого и дождевого) стока являются пылегазовые выбросы объектов горнодобывающей промышленности. При разработке месторождений в атмосферу могут поступать различные газообразные продукты (метан, оксид углерода, оксиды азота, соединения серы), которые выделяются из горных пород, полезных ископаемых или образуются в ходе технологических процессов (при взрывах, бурении, работе автотранспорта и т. п.). Очень большой объем выбросов при добыче и обогащении руд, а также при транспортировке и выгрузки руды и концентратов приходится на пыль. Объемы рассеиваемых в воздухе пылевых масс даже на горно-обогатительном комбинате средней производительности составляют многие сотни и тысячи тонн в год. Например, одновременно при массовых взрывах на крупных карьерах используется 200–1000 т взрывчатого вещества [116, 374]. Объем пылевого облака достигает 20–25 млн. м³. В воздух на высоту 150–250 м поднимается до 150–300 т пыли. По данным [837], в составе пыли, образующейся при бурении шпуров и при взрывных работах на золотых рудниках ЮАР, отмечены высокие концентрации Pb, Zn, Cu, Fe, Mn, Cr, Ti и других элементов. В районах добычи урановых руд фиксируется загрязнение воздуха и прилегающих территорий радиоактивной пылью, возникновение которой связывается с распылением руды при ее подъеме на поверхность и дефляцией отработанных пород [1006]. Следует отметить, что атмосфера многих рудников по добыче цветных и редких металлов отличается повышенной радиоактивностью [634]. Как правило, в процессах измельчения участвует вся масса руд (дробление при обогащении) или руды и вмещающие породы (горно-взрывные работы), поэтому в первом приближении состав образующейся пыли должен отвечать их составу. В то же время избирательное измельчение тех или иных минералов может изменять соотношение между химическими элементами и их соединениями в пыли по сравнению с исходными породами.

Большие объемы обогащенных химическими элементами пылевыбросов обуславливают существенную нагрузку на окружающую среду и формирование техногенных геохимических аномалий в снежном покрове и почвах. Анализ имеющихся данных показывает, что в зонах воздействия источников загрязнения в депонирующих загрязнение компонентах (почвах и снеге) всегда образуются геохимические аномалии с четко выраженным градиентом концентрации от центра к периферии. Центральные части аномалий приурочены к источнику выбросов. В их пределах уровни содержания элементов в десятки и сотни раз превышают фоновые параметры. Размеры этих частей аномалий обычно не превышают первые квадратные километры [506, 508]. Пространственная структура (морфология) геохимических аномалий (зон загрязнения), формирующихся под влиянием выбросов в атмосферу, относительно проста. Общий контур зоны воздействия определяется гидрометеорологической ситуацией и особенно направлением, скоростью и частотой ветров. Зоны наиболее интенсивного воздействия связаны преимущественно со штилевыми условиями и периодами невысоких скоростей ветра. Это и обуславливает центральное положение источника выбросов на площади выявленных геохимических аномалий. В горных условиях морфология аномалий во многом зависит от рельефа. Как правило, участки с наиболее интенсивным накоплением химических элементов локализованы преимущественно в пределах горнодолинных ландшафтов, в которых расположены источники выбросов. Обычно облако интенсивных выпадений практически полностью локализуется в долине, на склоне которой расположен карьер, и не выходит, по сути дела, за водораздел [506]. Оно, в частности, целиком накрывало поселок, расположенный в 1–2 км от карьера, где уровни выпадения пыли и рудообразующих металлов примерно в 50 раз выше фона. В продольном профиле вдоль долины зона аномальных выпадений распространялась значительно дальше, и фоновые концентрации металлов наблюдались лишь в 10 км от карьера. Поскольку мощность пылевого выброса карьера была так велика, то в распределении выпадений влияние обогатительной фабрики и отвалов, расположенных соответственно в 1,5 и 3 км от карьера, почти не сказалось. Тем не менее все эти объекты четко фиксировались по результатам геохимического опробования верхнего горизонта почв.

В исключительных случаях дальность и масштабы воздействия, фиксируемые по химическим изменениям в почвах, могут быть очень значительны. Так, исследования влияния железнорудных предприятий и их отходов на почвенный покров, показали, что Cu, Co, Ni, Pb, Zn, Mn и Cr, присутствующие в железных рудах, проникали в почву до глубины 120 см на террито-

рии, удаленной на 30 км от источника воздействия [1016]. Площадь атмогеохимических аномалий в районе горнопромышленных комбинатов Южного Приморья превышала 40 км² [239]. В зонах максимальных выпадений на расстоянии до 2 км от источника выбросов выпадало: Pb в 1000–5000 раз, Zn в 100–200, Cu и Ag в 50–100 раз больше фоновой нормы. Содержания тяжелых металлов в верхнем горизонте почв возросли в десятки раз выше фона. В окрестностях Салаирского горно-обогатительного комбината на площади 45 км² выявлено интенсивное загрязнение почв свинцом [255]. Исследования Ю.Н. Семенова [520], выполненные в районе хвостохранилища Садонского комбината, показали, что запасы Pb и Zn в верхнем 20 см слое почв на площади 0,35 км² составляет ~ 45 т и 120 т соответственно. Основными формами нахождения металлов в почвах являются подвижные карбонатные и гидроксильные соединения. По данным ЦОМГЭ ИМГРЭ (Г.А. Тимошкин и др.) вблизи старых обогатительных фабрик в почвах, в том числе в пределах прилегающих жилых поселков, формируются интенсивные и достаточно обширные техногенные аномалии широкой группы химических элементов (табл. 165).

Таблица 165. Химические элементы в почвах вблизи обогатительной фабрики, Северная Осетия, мг/кг

Элемент	Фоновое содержание	Минимально-аномальное содержание	Площадь зоны загрязнения, км ²	Среднее содержание	K _с средний, относительно фона	Максимальное содержание	K _с максимальный
Pb	50	160	3,9	1100	22	10000	125
Ag	0,1	0,2	2,5	2,1	21	20	200
Zn	140	350	1,6	3350	24	10000	71
Cu	30	60	1,5	290	10	2000	67
Cd	1	3	1,0	12	12	50	50
Bi	1	3	0,9	8	8	50	50
Co	12	21	0,4	24	2	40	3
Mo	2	4	0,3	8	4	20	10
Sn	5	7	0,3	34	7	40	8
Ba	300	500	0,3	1044	3	2000	7
W	2	5	0,05	11	5	30	15
Sb	10	30	Единичные пробы			50	5
In	1	3	Единичные пробы			5	5
As	50	100	Единичные пробы			200	4

Особо следует отметить, что предприятия по выплавке первичных цветных металлов, расположенные в рудных районах, являются важным источниками поступления в окружающую среду ртути. Как уже отмечалось, при обогащении руд цветных металлов ртуть переходит в концентраты (цинковый, медный, пиритный) и в их составе вовлекается в металлургический передел. Существенное количество ртути концентрируется в отходах обогащения, складываемых в районе обогатительных фабрик. Например, по оценке [728], в 2001 г. на российские предприятия по выплавке цинка, черновой меди, никеля и некоторых других цветных металлов с сырьем в общей сложности поступило более 60 т ртути. При используемых в стране технологических схемах переработки руд и концентратов цветных металлов попутная ртуть не извлекается, что обуславливает ее поступление в окружающую среду, в отходы, промпродукты и некоторую продукцию. В частности, общая эмиссия ртути только в атмосферу российскими предприятиями цветной металлургии оценивается примерно в 7,4 т, из которых около 2 т – при производстве цинка, более 1,9 т – при производстве черновой меди на уральских заводах, порядка 3,1 т – выбрасывалось предприятиями ГМК «Норильский никель» (производство меди и никеля из сульфидных медно-никелевых руд) (табл. 166). Значительное количество ртути концентрировалось в шламах сернокислотного производства цинковых (более 8,4 т) и медных (более 6,1 т) заводов, в свинцовом (4,7 т) и медном (более 0,6 т) кеке, образующемся на заводах по выплавке цинка, а также поступало (не менее 10 т в целом по стране) в производственную (техническую) серную кислоту, получаемую на некоторых отечественных предприятиях цветной металлургии.

В районах горных разработок резко возрастают значения модулей твердого стока, которые могут превышать фоновые показатели в десятки-сотни раз, что существенно изменяет условия и геохимические последствия аллювиального седиментогенеза в горных реках. Увеличение модуля

твердого стока во многом обусловлено перемещением в горнорудных районах огромных масс горных пород (табл. 167), а также значительной интенсификацией эрозионно-денудационных процессов в результате техногенного воздействия.

Таблица 166. Эмиссия и потери ртути при производстве первичного цинка на российских заводах в 2001 г. [728]

Предприятие	Масса Hg, поступившей с концентратами, т	Распределение ртути, т					
		в атмосфере	шлам	серная кислота	в канализацию	свинцовый кек	медный кек
Челябинский цинковый завод	20	1,229	5,4	5	0,1	3	0,4
Электроцинк, Владикавказ	11	0,72	2,97	2,75	0,055	1,65	0,22

Таблица 167. Образование и использование горных пород в СССР [548]

Показатель	1980	1985	1990
Объем образования пород, млрд. м ³ /год	1,09	1,32	1,52
Объем использования, млрд. м ³ /год	0,55	0,61	0,64
Объем использования, %	50,4	46,1	41,9
В том числе:			
Для внутренних отвалов, разрезов и шахтных провалов, млн. м ³ /год	533	575	611
Для строительных целей	10,20	26,30	27,80
Для закладки выработок	4,3	5,6	5,3

Источником осадочного материала и связанных с ним загрязняющих веществ является также поверхностный (талый и дождевой) сток с рудных отвалов, дорог и других объектов, расположенных в пределах горных (земельных) отводов. Например, исследования, выполненные в бассейне р. Норт Тау в одном из горнорудных районов США, показали, что количество взвешенных частиц и других загрязняющих веществ, поступающих за один год от точечных источников, составляли лишь около 5% от их поставки во время одного сильного ливня [892]. В аридных ландшафтах значение имеет атмосферная миграция поллютантов, в том числе эоловая эрозия отвалов и отходохранилищ. Снос твердого материала с отвалов в бассейне р. Бивер-Крик (шт. Кентукки, США) был определен в 94 т/га/год, а модуль твердого стока этой реки достигал 9 т/га/год, тогда как в природных условиях этот показатель составляет 0,09 т/га/год [20]. Мутность воды в р. Катакрик (Канада), дренирующей территорию добычи железных руд, достигала 2100 мг/л на участке протяженностью в 5 км, что обусловило красновато-коричневый цвет речной воды [988]. Модуль стока наносов в северной части Яно-Омолойского междуречья (Куларский горнопромышленный район) с наиболее эрозионноопасных водосборов превышал 20000 т/км² в год [524]. Мутность воды в верховьях ручьев достигала 500–700 кг/м³ и до 13–15 кг/м³ на нижних участках ручьев и в реках. Общий сток техногенных наносов в р. Омолой оценивался в среднем в 1 млн. т, и до 3 млн. т в многоводный год, что составляет 200–600% естественного стока наносов. Мутность воды в Омое достигала во время паводков 0,7 кг/м³ (в естественных условиях она не превышала 0,05–0,15 кг/м³). Аномальный сток наносов привел к трансформации состава руслового и пойменного аллювия и морфологии русла. Во время паводков до 40% стока наносов из области горных работ оседало на пойме и побочнях в русле. Пойменный аллювий в прирусловой зоне стал более крупным и обогатился илистыми частицами. Галечный русловой аллювий заилился на 20% по весу. Поры между частицами аллювия были кольматированы илом, что привело к резкому изменению экологических условий для гидробионтов. В одной из рек, принимающей неочищенные и частично очищенные сточные воды медных рудников (Папуа-Новая Гвинея), количество взвеси увеличилось с фонового уровня 76 мг/л до 800 мг/л (концентрация меди во взвеси возросла с 90 мкг/кг до 1120 мкг/кг) [1052]. В р. Рингароома (о. Тасмания) с 1870 г. сбрасываются отходы 50 рудников по добыче олова [968]. К настоящему времени в водоток поступило более 40 млн. м³ взвесей, загрязнивших его и обусловивших сложную динамику речного русла на участке протяженностью в 75 км. Максимальная мощность слоя аллювиальных отложений (по сути техногенных) достигла 10 м. С.П. Горшков [144] приводит данные о том, что в карьерах в районе открытых разработок в бас-

сейне упомянутой выше р. Бивер-Крик, мощность донных отложений (период накопления 4–6 лет) варьировалась от десятков сантиметров до 1 м. Он же приводит сведения об чрезвычайно ускоренной аккумуляции наносов на западном склоне хребта Сьерра-Невада, где в 1849–1914 гг. велась интенсивная гидравлическая разработка россыпей. В р. Сакраменто и ее притоки было сброшено более 1,13 км³ твердого материала, что вызвало ускоренную аккумуляцию в днищах долин, включая низовья реки. На плесах рек Черни и Оскольца (район КМА) толщина слоя ила, накопившегося ниже сброса шахтных вод, достигала 0,4–0,6 м.

Таким образом, масштабы техногенного воздействия на водные системы в горнорудных районах настолько велики, что всецело определяют их геохимические особенности. В потенциале любое рудное месторождение представляет собой комплексный источник загрязнения окружающей среды, что связано с присутствием повышенных концентраций широкой ассоциации химических элементов в добываемых и перерабатываемых рудах, а также в отходах производства, составляющих до 98% извлекаемой горной массы. Основными источниками загрязняющих веществ являются руды и первичные ореолы, причем пространственные размеры последних и количество (масса) заключенных в них химических элементов в большинстве случаев превышают соответствующие параметры рудных тел, вокруг которых они образуются. В освоенных районах главным фактором преобразования природной среды являются техногенные процессы, проявляющиеся на стадиях поисков и разведки и интенсифицирующиеся при эксплуатации месторождений. Для техногенных миграционных цепей, где распространение поллютантов происходит при образовании отходов, стоков и выбросов, интенсивность загрязнения (степень экологической опасности) во многом определяется типом месторождения, его минералого-геохимическими особенностями, связана с принятой системой добычи, обогащения и переработки минерального сырья и во многом обусловлена объемами и составом извлекаемых горных пород и руд, качеством очистки сточных вод, промышленных выбросов, способами обработки и особенностями хранения отходов, а также зависит от характеристик местных ландшафтов. На ранних стадиях освоения месторождения состав химического загрязнения в целом соответствует геохимической специализации территории. По мере увеличения степени освоения месторождения интенсивность техногенного воздействия увеличивается, а качественный состав загрязнения может резко меняться (нередко за счет наиболее интенсивного концентрирования попутных компонентов руд). Наиболее экологически опасными являются промышленно-генетические типы месторождений, разработка которых приводит к резкому увеличению мощности зоны гипергенеза и изменению условий миграции поллютантов. В образовании техногенных геохимических аномалий важную роль играют пылевые выбросы в атмосферу, отвалы горных пород и хвостохранилища, определяющие состав поверхностного (талого и дождевого) стока с территории горнорудных районов. Формирующиеся в горнорудных районах зоны техногенного загрязнения отличаются высокой устойчивостью; их негативное воздействие сказывается многие десятки лет после прекращения функционирования предприятий.

3.3. Гидрохимические особенности среды техногенного осадконакопления

В настоящее время в техногенных ландшафтах идет процесс формирования поверхностных вод, отличающихся специфическим геохимическим обликом, причем нередко здесь появляются воды, до недавнего времени (с точки зрения их общего химического состава) в природе не существовавшие [664, 665, 711, 733]. В свое время это явление было отмечено В.И. Вернадским: «Современная вода суши... есть геологически новое явление в истории планеты, небывалое в прежние геологические эпохи... Изменение всей воды суши под его (человека – Е.Я.) целевым сознательным, а попутно бессознательным, влиянием все увеличивается... Едва ли где так сильно чувствуется геохимическое влияние человечества, как в химическом составе вод суши. Воды суши нашей психозойской эры по существу отличны от тех же вод четвертичной эры... Человек изменил и изменяет их состав непрерывно, и темп изменения все увеличивается... “Девственные” реки быстро исчезают или исчезли и заменились нового типа образованиями, новыми водами, раньше не существовавшими..., во всей биосфере идет переработка природных вод и одновременно создание но-

вых культурных рек...» [84, с. 85–86]. В конечном счете техногенное воздействие на водотоки обуславливает формирование своеобразной среды аллювиального осадконакопления.

Прежде всего, речные воды в зонах техногенного воздействия отличаются повышенными содержаниями главных ионов, а также нарушениями природного соотношения между ними (табл. 168).

Таблица 168. Химический состав речных вод бассейна р. Пахры, Московская область, мг/л [711, 733]

Водоток, источник загрязнения	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Σ_m
руч. Жодочи, местный фон	293	15	10	12	68	17	1	433
р. Пахра, выше г. Подольска	244	28,5	67	53	62	18	10	515
руч. Беляевский, г. Подольск	284	43	74	39	81	23	11	582
руч. Больничный, г. Подольск	333	73	1344	768	134	42	54	2773
руч. Черный, сток с ГОС	357	74	119	95	80	27	17	810
руч. Художественный, Подольск	317	38	35	38	88	17	3	583
руч. Висенский, г. Подольск	296	68	109	84	70	20	15	693
р. Пахра, ниже г. Подольска	317	52	89	81	65	18,5	18,5	663
р. Конопелька, Щербинская свалка	574	160	1764	899	274	54	19	3764
водоем, территория свалки	70	194	5057	2357	680	18	385	8763
водоем, территория свалки	128	454	3789	1310	930	173	29	6816
ручей, дренирует свалку	9,5	79	6317	2634	256	84	2200	11497
р. Пахра, в зоне свалки	235	75	1498	816	161	42	55	2345
р. Рожая, ниже г. Домодедово	280	70	66	54	73	22	9,5	604
р. Гвоздянка, пос. Бутово	497	36	42	81	77	28	16	854
р. Свинорье, сток г. Апрелевки	363	91	255	223	67	21	12	1062
р. Оранка, сток г. Троицкого	357	35	49	57	69	25	12	663
р. Купелинка, сток г. Видное	262	159	161	102	95	31	12	858
руч. Внуковский, аэропорт Внуково	322	6	3	14	62	16	2	1136
р. Мураниха, аэропорт Домодедово	345	25,5	90,5	77,5	79	14	9	690
р. Ладырка, свиноводческий комплекс	285,5	51	83,5	63,5	71,5	19,5	8,5	612
р. Сохна, агрорайон	275	50	47	39	70	19	6	545
руч. Апрелевский, дачный поселок	168	149	49	44	76	16	13	531

Примечание. Приведены средние данные для летней межени (по результатам 5-кратного опробования); Σ_m – здесь и далее минерализация воды; ГОС – очистные сооружения г. Подольска.

Увеличение содержаний главных ионов приводит к заметному возрастанию минерализации поверхностных вод в освоенных районах. Повсеместно наблюдается переход наиболее распространенных речных вод со средней минерализацией в воды с повышенной и даже с высокой минерализацией (т. е. в солончатые воды). Появляются редко встречающиеся в естественных условиях поверхностные гидрокарбонатные воды (часто с концентрацией гидрокарбонатов выше 250 мг/л) с минерализацией более 1000 мг/л, а также воды с минерализацией более 10000 мг/л и содержанием HCO_3^- менее 10 мг/л при значительном преобладании (на два порядка) концентраций натрия и калия. При этом, несмотря на увеличение в речных водах удельных концентраций гидрокарбонат-ионов и кальция, их относительные содержания (т. е. доля) в общем балансе макрокомпонентов обычно заметно снижаются, а в составе вод заметно доминируют натрий, сульфаты, хлориды. Еще более значительный рост содержаний (по сравнению с естественными условиями) наблюдается для соединений биогенных элементов, особенно для фосфатов и нитритов (табл. 169), уровни которых в речных водах в зоне влияния промышленных городов и животноводческих комплексов в десятки и даже сотни раз превышают природный фон. В особых случаях соединения азота могут даже определять химический облик вод, обуславливая появление редко встречающихся в природе азотных поверхностных вод [711, 733]. В силу наличия множества источников загрязнения увеличение содержаний главных ионов и биогенных элементов фиксируется в руслах рек на многие десятки километров. Например, протяженная (до 100–130 км) зона загрязнения речных вод соединениями азота и фосфатами отмечалась в реках Инсар и Алатырь ниже г. Саранска [703].

Обычно в зонах воздействия крупных промышленных центров на малой (типа Пахры и Инсара) и средней (типа Москвы, Нуры, Алатыря, Суры) реке техногенные преобразования общего химического состава вод отчетливо прослеживаются (даже при разовом опробовании) на десятки

километров (до 40–50 км, в отдельных случаях до 80–100 км и более, фиксируясь в реках следующего порядка) при выраженной пространственной неоднородности распределения главных ионов и биогенных элементов. Пространственная неоднородность может быть связана с особенностями динамики речных вод, с морфологическим строением русла, с воздействием дополнительных источников загрязнения. В водотоках 1-го порядка, испытывающих влияние точечного источника, изменения макросостава вод прослеживаются до их устья и фиксируются в реках следующего порядка. Несмотря на общее снижение содержаний макрокомпонентов и биогенных элементов вниз по течению реки от основного источника воздействия (например, города), имеющиеся данные свидетельствуют о высокой устойчивости гидрохимических аномалий во времени и в пространстве (табл. 170). В отдельные дни вблизи источников загрязнения (сбросы сточных вод) уровни содержания некоторых компонентов (фосфатов, аммонийного азота, хлоридов, сульфатов) могут приближаться к значениям ПДК и даже превышать их.

Таблица 169. Соединения биогенных элементов в речных водах бассейна р. Пахры, мг/л [711, 733]

Водоток, источник загрязнения	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	H ₄ SiO ₄
руч. Жодочи, местный фон	2	<0,01	0,5	<0,02	15,3
р. Пахра, выше г. Подольска	5	0,43	0,6	2,25	10,5
руч. Беляевский, г. Подольск	1,5	0,15	<0,1	1,0	18
руч. Больничный, г. Подольск	4,0	0,4	0,2	1,5	21
руч. Черный, канализационный сток г. Подольска	15	0,6	4,0	5	22
руч. Художественный, г. Подольск	10	0,01	1,0	10	27
руч. Висенский, г. Подольск	10	0,01	3,0	1,4	18
р. Пахра, ниже г. Подольска	8,75	0,6	3,5	5,75	13
р. Конопелька, Щербинская свалка отходов	4	1,2	3,0	3,5	13
водоем, территория Щербинской свалки	2	0,1	-	0,02	3
водоем, территория Щербинской свалки	2	0,2	-	0,05	2
ручей, дренирует Щербинскую свалку	2	1,5	-	0,02	13
р. Пахра, в зоне Щербинской свалки	8	0,9	2,5	5	11
р. Рожая, ниже г. Домодедово	9	0,9	1,7	2,5	13
р. Гвоздянка, пос. Бутово	22,5	0,01	6,0	8	85
р. Свинорье, сток г. Апрелевки	3,5	0,07	0,1	6,25	27
р. Оранка, сток г. Троицкого	16	8	15	15	34
р. Купелинка, сток г. Видное	7,5	0,03	5,0	1,4	24
руч. Внуковский, аэропорт Внуково	450	4,5	75	0,3	23
р. Мураниха, аэропорт Домодедово	13	0,55	4,5	1,25	32
р. Ладырка, свиноводческий комплекс	8	0,13	0,5	7,5	21
р. Сохна, агрорайон	8	0,4	0,1	1,4	16
руч. Апрелевский, дачный поселок	5	0,15	0,2	0,5	27

Примечание. Приведены средние данные для летней межени (по результатам 5-кратного опробования).

Таблица 170. Частота встречаемости аномальных (выше фона) концентраций главных ионов и соединений биогенных элементов в воде р. Пахры в зоне влияния г. Подольска [711]

Компонент	Количество дней (в % от периода наблюдения) со значениями, превышающими фоновые в:								
	2 раза			5 раз			10 раз		
	Створы			Створы			Створы		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
SO ₄ ⁻	59	96	90	26	—	—	—	—	—
Cl ⁻	100	100	100	100	34	21	31	—	—
K ⁺	100	100	96	100	100	96	100	81	71
PO ₄ ³⁻	100	100	100	100	100	100	100	96	96
NH ₄ ⁺	100	96	100	100	84	65	100	34	21
Нитраты	3	37	46	—	—	—	—	—	—
Нитриты	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Мутность	40	9	9	3	—	3	3	—	—

Примечание. Период наблюдения – 32 дня подряд в летнюю межень; расположение створов: I – устье руч. Черного, принимающего сточные воды г. Подольска, II – река Пахра, 2 км ниже руч. Черного, III – река Пахра, 9 км ниже руч. Черного.

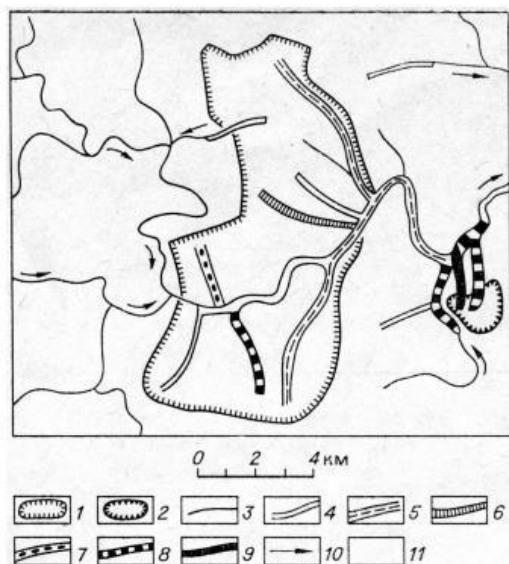


Рис. 32. Гидрохимическая схема территории г. Подольска и его окрестностей.

1 – город; 2 – свалка отходов; 3–9 – тип воды в водотоках: 3 – гидрокарбонатно-кальциевые воды с минерализацией до 500 мг/л, 4 – гидрокарбонатно-кальциевые воды с минерализацией 500–900 мг/л, 5 – гидрокарбонатно-натриево-кальциевые воды с минерализацией 500–900 мг/л, 6 – сульфатно-гидрокарбонатно-кальциевые воды с минерализацией 500–900 мг/л, 7 – нитратно-кальциевые солоноватые воды (1000–1200 мг/л), 8 – хлоридно-натриево-кальциевые солоноватые воды (1000–10000 мг/л), 9 – хлоридно-натриево-кальциевые солоноватые воды (1000–1100 мг/л), 10 – направление течения водотоков, 11 – сельскохозяйственные и природные территории.

ная среда, однако залповые сбросы сточных вод, половодья и паводки могут сопровождаться изменениями показателя pH (как в сторону уменьшения, так и в сторону увеличения).

Изменение режима главных ионов сопровождается преобразованием исходного (зонального) химического состава речных вод. Это, наряду с наличием множества разнообразных источников воздействия, обуславливает резко выраженную пространственную мозаичность геохимического облика водотоков («гидрохимическую пестроту»), когда в пределах относительно однородного в ландшафтно-геохимическом отношении и сравнительно небольшого по площади участка водосборного бассейна возможно одновременное существование речных вод разного химического состава (по классификации О.А. Алекина, разного класса, вида, типа). Так, в бассейне р. Пахры, где типичными (природными, зональными) являются гидрокарбонатные кальциевые воды с минерализацией порядка 200–400 мг/л, в настоящее время в пределах освоенных территорий наблюдаются гидрокарбонатные натриевые, гидрокарбонатные магниевые, сульфатные кальциевые, хлоридные калиевые, хлоридные натриевые воды с повышенной минерализацией (рис. 32, табл. 171). Это подтверждается и сопоставлением данных по составу речных вод, полученных в разное время, свидетельствующих о направленном во времени росте содержаний главных ионов и биогенных элементов и преобразовании общего состава речных вод (табл. 172). Имеющиеся данные указывают также на то, что для зоны техногенного загрязнения обычно характерна слабощелочная среда, однако залповые сбросы сточных вод, половодья и паводки могут сопровождаться изменениями показателя pH (как в сторону уменьшения, так и в сторону увеличения).

Таблица 171. Состав речных вод в зоне влияния различных источников воздействия (лето) [711, 733]

Водоток, объект	Σ_m , мг/л	Жесткость общая, мг-экв	Состав воды
руч. Жодочи, местный фон	432	4,79	Гидрокарбонатный кальциевый
р. Пахра, выше г. Подольска	515	-	Гидрокарбонатный кальциевый
руч. Беляевский, г. Подольск	582	5,12	Гидрокарбонатный кальциевый
руч. Больничный, г. Подольск	2773	8,50	Хлоридный натриевый
руч. Черный, г. Подольск	810	6,21	Гидрокарбонатный натриевый
руч. Художественный, г. Подольск	583	5,13	Гидрокарбонатный натриевый
руч. Висенский, г. Подольск	693	5,50	Гидрокарбонатный натриевый
р. Пахра, ниже г. Подольска	663	4,80	Гидрокарбонатный натриевый
р. Канопелька, выше Щербинской свалки отходов	780	5,11	Гидрокарбонатный кальциевый
р. Канопелька, ниже свалки отходов	3764	18,11	Хлоридный натриевый
р. Пахра, район свалки отходов	2945	11,43	Хлоридный натриевый
ручей, дренирующий свалку отходов	11497	19,69	Хлоридный натриевый
водоем, территория свалки отходов	8763	-	Хлоридный натриевый
р. Рожая, ниже г. Домодедово	604	5,45	Гидрокарбонатный кальциевый
р. Свинорье, г. Апрелевка	1062	5,07	Хлоридный натриевый
руч. Внуковский, аэропорт Внуково	1136	11,0	Нитратный кальциевый
р. Мураниха, аэропорт Домодедово	690	-	Сульфатный кальциевый
руч. Апрелевский, г. Апрелевка	531	5,41	Сульфатный кальциевый
р. Гвоздянка, пос. Бутово	854	6,11	Гидрокарбонатный натриевый
р. Купелинка, г. Видное	858	7,29	Хлоридный кальциевый
р. Петрица, пос. Львовский	1200	9,24	Хлоридный калиевый

Таблица 172. Общий состав воды р. Пахры ниже г. Подольска в разные годы наблюдения, мг/л [669]

Год	HCO ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ³⁻	NO ²⁻	Ca ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	Mg ²⁺	Σ _м	Ж.	PO ₄ ³⁻	Si	O ₂
1960	182	22	6	0,25	0,002	45	8,9	12,2	276	3,28	0,005	3,0	5,1
1979	317	52	89	8,3	0,6	65	99,5	18,5	663	4,76	5,8	3,8	8,4
Ку	1,74	2,36	14,8	33,2	300	1,44	11,18	1,52	2,40	1,5	1160	1,27	1,6

Примечание. Пробы отбирались в летнюю межень на одном и том же створе наблюдения; расход воды в 1979 г. практически равен расходу воды в 1960 г.; Ку – коэффициент увеличения в 1979 г. по сравнению с 1960 г.; данные за 1960 г. взяты из [478]; Ж. – общая жесткость, мг-экв; O₂ – окисляемость перманганатная.

В пределах округа горно-санитарной охраны Кавказских Минеральных Вод (КМВ), особенно в окрестностях г. Кисловодска (район месторождения углекислых минеральных вод) воздействие техногенных источников (главным образом бытовых сточных вод, неканализованного стока поселений, стоков животноводческих объектов, поверхностного стока с сельскохозяйственных территорий) проявляется в повсеместном (практически на всей освоенной территории КМВ) распространении высоких (многократно выше местного фона) концентраций аммонийного азота и нитратов в поверхностных (реки и ручьи) и подземных (пресных и минеральных) водах [110]. На отдельных участках водотоков в водах рек отмечались повышенные концентрации фосфатов, хлорорганических пестицидов, СПАВ, иногда взвешенных и растворенных форм цинка, никеля, марганца, кобальта и кадмия, фиксировалось интенсивное микробиологическое загрязнение всех видов природных вод. Особенно высокими концентрациями соединений азота отличались водотоки в зонах влияния животноводческих ферм, интенсивно эксплуатируемых пастбищ и ниже городских очистных сооружений (табл. 173).

Таблица 173. Химический состав воды рек района КМВ, мг/л

Место	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻
<i>Местный фон</i>				
Верховья р. Аликоновки	0,03	0,005	2,4	< 0,02
<i>Ручей, впадающий в Аликоновку</i>				
Конезавод, пастбища,	1,43	0,400	38,0	0,03
<i>р. Аликоновка</i>				
Выше Медовых водопадов, ферма	0,51	0,005	4,8	0,03
Медовые водопады	0,15	0,005	7,4	0,06
Ниже указанного выше ручья	1,30	0,027	32,0	0,02
Замок «Коварство и любовь»	0,13	0,012	6,4	< 0,02
Устье	0,03	0,005	2,4	< 0,02
<i>р. Березовая</i>				
При входе в г. Кисловодск	0,03	0,005	12	< 0,02
Устье	0,72	0,20	26	0,02
<i>р. Ольховка</i>				
При входе в г. Кисловодск	0,05	0,04	25	< 0,02
Устье	0,20	0,09	46	0,02
<i>р. Кабардинка</i>				
При входе в г. Кисловодск	0,03	0,03	38,4	< 0,02
Устье	0,03	0,32	80	0,02
<i>р. Белая</i>				
При входе в г. Кисловодск	0,15	0,035	21	0,02
Устье	0,03	0,32	80	0,02
<i>р. Подкумок</i>				
Выше р. Корсунки	0,62	0,012	6,4	0,02
Створ Джаги, фермы	1,10	0,017	23,5	0,03
Красный Курган, конезавод	0,82	0,025	27,5	0,03
Ниже пос. Подкумок	2,25	0,600	33	0,65
Выше пос. Белый Уголь	1,00	0,770	29	0,16
Ниже пос. Белый Уголь	8,40	0,580	26	0,42

Существование достаточно выраженной гидравлической связи пресных и минеральных вод продуктивного водоносного горизонта, подземных вод смежных горизонтов и комплексов, а также подземных и поверхностных вод обуславливает развитие техногенного загрязнения минеральных

вод данного региона на значительной территории округа горно-санитарной охраны КМВ. Это, в частности, предопределяет прогрессирующее ухудшение качественного состава минеральных вод, снижение их минерализации и уменьшение содержания биологически активных компонентов, обуславливающих лечебные свойства вод; кисловодский нарзан уже в 1980-х гг. не отвечал нормативным документам и санировался серноокислым серебром [331]. На Пятигорском курорте бактериально было загрязнено около 60% всех ежегодно отбираемых для контроля минеральных проб. Отмечалось загрязнение поверхностных (нередко также грунтовых и подземных) вод нефтепродуктами.

Для зон техногенного загрязнения характерно и даже типично широкое развитие термофикации (теплового, термального загрязнения) поверхностных вод. Очень часто многие городские реки на значительных участках своего русла вследствие поступления больших объемов сточных вод, обладающих обычно повышенными температурами, практически весь зимний период лишены ледового покрова. Определенное значение имеет и более динамичный режим течений в местах сброса стоков, заметно сдерживающий процессы образования речного льда. Поступление сточных вод приводит к формированию в водном потоке неоднородных линейных температурных полей и конвективных течений, обусловленных распределением вод с разной плотностью (с разной минерализацией). В общем случае повышение температуры речных вод в результате теплового загрязнения способствует росту БПК, снижает содержание растворенных в воде кислорода, азота, углекислого газа и одновременно ускоряет химические и биохимические процессы. В условиях повышенных температур токсическое воздействие многих поллютантов – органических соединений и тяжелых металлов – может быть более быстрым и острым; они активнее включаются в пищевые цепи.

Загрязненные речные воды практически всегда отличаются высоким общим содержанием органических веществ (например, значения перманганатной окисляемости в зонах влияния техногенных источников загрязнения обычно в 1,5–3 раза, в отдельных случаях – в 5–7 и даже более раз выше фоновых показателей). Согласно [614], в сбросных водах городских станций очистки бытовых сточных вод присутствовали 74 органических вещества (углеводороды и полиспирты, алифатические и ароматические органические кислоты, жирные кислоты, аминокислоты, амиды, фенолы, индолы, производные пурина и пиримидина и др.). Это свидетельствует о потенциальной вероятности присутствия в загрязненных речных водах очень широкого комплекса разнообразных органических соединений, в том числе, ксенобиотиков. Особенно значительно в речных водах промышленно-урбанизированных районов возрастают содержания нефтепродуктов и СПАВ (табл. 174).

Таблица 174. Нефтепродукты и СПАВ в водах реки Алатырь, мг/л

Сезон	Компонент	Среднее (пределы)	V%	Превышение ПДК, среднее (пределы)
Лето	Нефтепродукты	1,93 (1,5–2,6)	56	6,4 (5–8,7)
	СПАВ	0,25 (0,08–0,46)	150	0,5 (0,2–0,92)
Зима	Нефтепродукты	0,96 (0,84–1,2)	13	3,2 (2,8–4)
	СПАВ	0,10–0,24)	28	0,32 (0,2–0,5)
Весна	Нефтепродукты	0,59 (0,48–1,0)	34	2 (1,6–3,3)
	СПАВ	0,07 (0,05–0,10)	22	0,14 (0,1–0,2)

Примечание. Определение: нефтепродукты – гравиметрический метод, СПАВ – фотоколориметрический с метиленовым синим; V% – коэффициент вариации.

Важной особенностью речных вод в зонах техногенного загрязнения является значительное увеличение в них концентраций многих химических элементов (микроэлементов, тяжелых металлов, редких элементов) (рис. 33). Для ряда элементов отмечается существенное (по сравнению с фоновыми условиями) возрастание количества (удельного и относительного) взвешенных форм миграции. Это явление обусловлено как повышенной мутностью речных вод, так и (особенно) резким ростом удельных концентраций химических элементов в речной взвеси в зонах техногенного загрязнения. Техногенные аномалии взвешенных форм элементов обычно более устойчивы

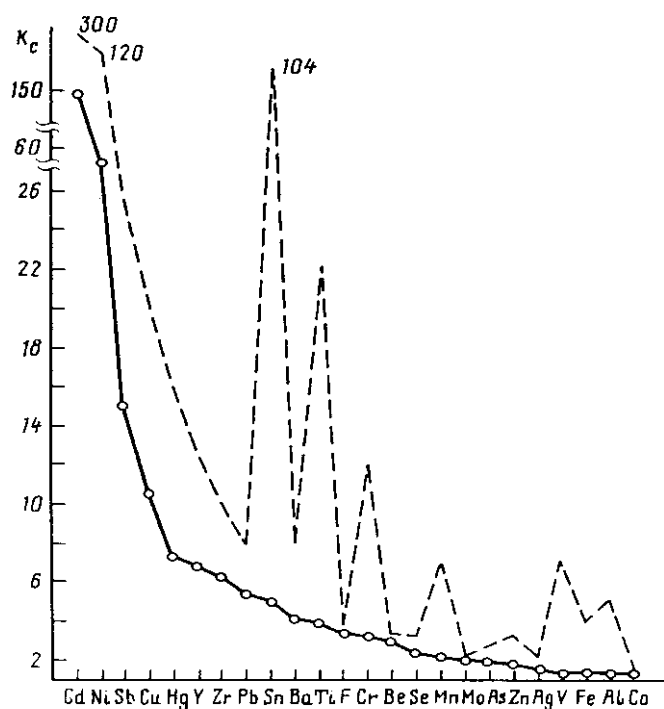


Рис. 33. Геохимические спектры в воде руч. Черного, принимающего сточные воды г. Подольска [511].

Сплошная линия – средние значения коэффициентов концентрации относительно фона (K_c) растворенных форм за непрерывный период наблюдения в 30 дней в летнюю межень; пунктир – максимальные значения K_c за тот же период.

во времени и в значительной степени определяют общий высокий уровень загрязнения рек. При этом большинство химических элементов отличается иным, нежели в фоновых условиях, балансом взвешенных и растворенных форм миграции (табл. 175, 176). Для химического состава речных вод в зонах интенсивного техногенного загрязнения чрезвычайно характерна также ярко выраженная неоднородность распределения содержаний химических элементов и их соединений, проявляющаяся как в пространственном (вниз по руслу от источника загрязнения), так и во временном (в интервалах наблюдения «часы – сутки – сезон») аспектах (рис. 34, 35). Неоднородность распределения химических элементов и их соединений проявляется также в динамичном (как в пространстве, так и во вре-

мени) характере соотношения их двух основных форм миграции – взвешенных форм и растворенных форм, а также в варьировании соотношения относительной доли основных форм нахождения металлов собственно в речной взвеси и в растворе речных вод. Все это в конечном счете создает своеобразную пространственную и временную физико-химическую пестроту речных вод и, соответственно, динамичный, изменчивый характер геохимических условий аллювиальной обстановки осадконакопления.

Таблица 175. Металлы в воде устья руч. Черного, принимающего канализационный сток г. Подольска [711]

Металл	Форма миграции	Среднее, мкг/л	V %	K_c	B+P, мкг/л	V, %	K_c	Доля B от B+P, %
Cr	B	$29,44 \pm 4,43$	60	4,1	$39,41 \pm 7,81$	57	4,7	75
	P	$9,97 \pm 3,41$	99	8				
Ni	B	$26,14 \pm 7,81$	86	11,6	$75,55 \pm 11,10$	42	15,9	35
	P	$49,41 \pm 7,88$	46	19,8				
Cu	B	$73,75 \pm 17,04$	67	16,1	$108,99 \pm 17,76$	47	8,9	68
	P	$35,24 \pm 10,15$	83	4,6				
Zn	B	$69,83 \pm 15,05$	62	5,3	$118 \pm 13,99$	34	2,8	59
	P	$48,17 \pm 5,67$	34	1,7				
Cd	B	$3,22 \pm 0,76$	68	21,3	$9,33 \pm 5,12$	158	32,9	35
	P	$6,11 \pm 5,06$	238	45,9				
Hg	B	$0,61 \pm 0,21$	99	321	$1,34 \pm 0,27$	59	26,3	46
	P	$0,73 \pm 0,13$	52	15				
Pb	B	$40,00 \pm 10,70$	77	8,9	$45,78 \pm 10,73$	68	6,9	87
	P	$5,78 \pm 2,02$	101	2,7				

Примечание. Здесь и в табл. 176: Форма миграции (разделение осуществляется ультрафильтрацией через мембранные фильтры с диаметром пор $\sim 0,45$ мкм): B – взвешенная, P – растворенная; V% – коэффициент вариации; K_c – здесь и в табл. 176 коэффициент концентрации относительно фона; B + P – общее содержание. Приведены данные за 32-дневный непрерывный период наблюдения в летнюю межень.

Таблица 176. Металлы в воде р. Пахры 2 км ниже устья руч. Черного [711]

Металл	Форма миграции	Среднее, мкг/л	V %	K _C	B+P, мкг/л	V, %	K _C	Доля В от В+Р, %
Cr	B P	10,33 ± 2,11 5,84 ± 1,97	59 97	1,5 4,7	16,17 ± 3,30	59	1,9	62
Ni	B P	6,47 ± 1,61 11,16 ± 3,14	72 81	2,9 4,5	17,63 ± 4,14	68	3,7	37
Cu	B P	15,92 ± 4,65 13,96 ± 3,73	84 77	3,5 1,8	29,88 ± 7,53	73	2,5	53
Zn	B P	26,17 ± 4,34 34,93 ± 4,98	48 41	2 1,2	61,01 ± 7,62	36	1,5	44
Cd	B P	0,75 ± 0,23 0,72 ± 0,37	90 147	5 5,4	1,47 ± 0,43	85	5,2	51
Hg	B P	0,102 ± 0,048 0,655 ± 0,174	135 77	53,7 13,3	0,757 ± 0,187	71	14,8	14
Pb	B P	13,5 ± 4,58 6,33 ± 3,17	98 144	3 2,9	19,83 ± 5,47	80	3	68

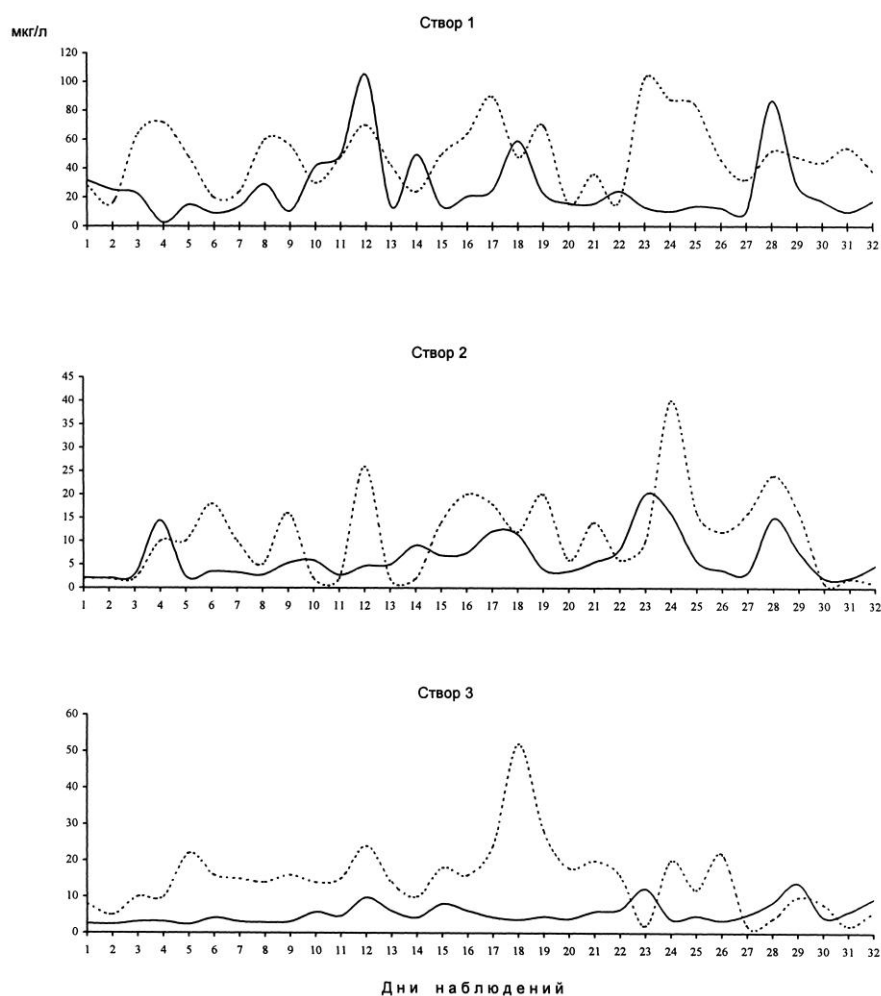


Рис. 34. Распределение растворенных (точки) и взвешенных (сплошная линия) форм никеля в поверхностных водах в зоне влияния г. Подольска [711].

Створ 1 – устье руч. Черного, 2 – р. Пахра, 2 км ниже устья руч. Черного, 3 – р. Пахра, 9 км ниже устья руч. Черного.

Физико-химическая пестрота условий техногенного осадконакопления осложняется развитием гидродинамической турбулентности в речном потоке, обусловленной, прежде всего, измен-

чивым характером режима поступления в реку сточных вод, в свою очередь отличающихся неоднородностью химического состава. Поступающая в реки в составе сточных вод техногенная взвесь в существенной мере выводится из водного потока в результате гидравлического осаждения, особенно на ближних к источнику загрязнения участках речного русла. Геохимические условия аллювиальной среды техногенного осадконакопления благоприятны для развития процессов сорбции, коагуляции, соосаждения, что имеет значение для образования техногенных илов и выведения химических элементов и их соединений из миграционного потока.

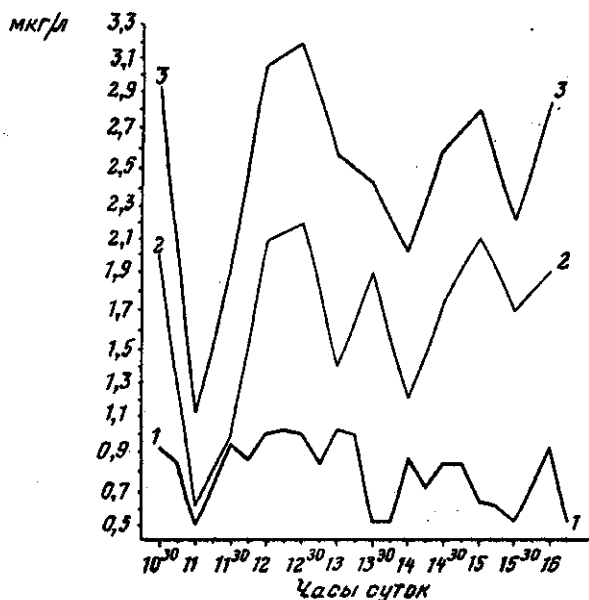


Рис. 35. Динамика распределения растворенных (1), взвешенных (2) и общего содержания (3) ртути в устье Главной канавы стоков (ГКС), по которой осуществляется сброс сточных вод г. Темиртау в р. Нуру [677].

Отметим, что речная взвесь определяет многие гидрофизические характеристики воды (мутность, прозрачность, цветность, привкус и запах воды) и оказывает существенное влияние на гидрохимический режим и биологическую жизнь водотока, вплоть до прямого токсического эффекта на гидробионтов [90, 884]. Определенная, нередко существенная доля взвешенных наносов является частью руслообразующих наносов, которые при прекращении их транспорта активно участвуют в формировании донных отложений [627]. Речная взвесь активно сорбирует многие органические соединения техногенного происхождения, включая ксенобиотики [850, 964], причем, например, концентрации связанных с взвешенным веществом *n*-алканов нередко превышают содержания этих ациклических углеводородов в растворе речных вод [850].

Таким образом, техногенное воздействие на водотоки обуславливает формирование своеобразной среды аллювиального осадконакопления. Поверхностные воды в зонах

загрязнения отличаются (по сравнению с фоновыми условиями) повышенными содержаниями главных ионов и нарушением количественного соотношения между ними. Увеличение содержания главных ионов приводит к заметному возрастанию минерализации поверхностных вод в освоенных районах. Повсеместно наблюдается переход наиболее распространенных и(или) типичных для данного природного региона вод со средней минерализацией в воды с повышенной и даже с высокой минерализацией (т. е. в солоноватые воды). Появляются очень редко встречающиеся в естественных условиях поверхностные гидрокарбонатные воды (часто с концентрацией гидрокарбонатов > 250 мг/л) с минерализацией > 1000 мг/л, а также воды с минерализацией > 10000 мг/л и содержанием $\text{HCO}_3^- < 10$ мг/л при значительном преобладании (на два порядка) концентраций натрия и калия. В составе вод заметно доминируют натрий, сульфаты, хлориды. Еще более значительный рост содержаний (по сравнению с естественными условиями) наблюдается для соединений биогенных элементов, особенно для фосфатов и нитритов. Изменение режима главных ионов сопровождается преобразованием исходного (зонального) химического состава речных вод, что обуславливает резко выраженную пространственную мозаичность химического облика водотоков («гидрохимическую пестроту»), когда в пределах относительно однородного в ландшафтно-геохимическом отношении и(или) сравнительно небольшого по площади участка водосборного бассейна возможно одновременное существование речных вод разного химического состава (вод разного класса, вида и типа). Загрязненные речные воды практически всегда отличаются высоким общим содержанием разнообразных органических веществ. Для зон техногенного загрязнения типично широкое развитие термофикации вод, а также характерна в основном слабощелочная среда, однако залповые сбросы сточных вод, половодья и паводки могут сопровождаться заметными изменениями показателя pH. Важнейшей особенностью речных вод в зонах техногенного воздействия

является значительное увеличение в них концентраций многих химических элементов (тяжелых металлов, микроэлементов, редких и рассеянных элементов). Для ряда элементов отмечается существенное (по сравнению с фоновыми условиями) возрастание количества (удельного и относительного) взвешенных форм миграции, что обусловлено как повышенной мутностью речных вод, так и (особенно) резким ростом удельных концентраций элементов в речной взвеси в зонах техногенного загрязнения. Для состава речных вод в зонах загрязнения характерна резкая неоднородность распределения содержаний элементов и их соединений, проявляющаяся как в пространственном, так и во временном (в интервалах наблюдения «часы-сутки-сезон») аспектах. Неоднородность распределения элементов проявляется также в динамичном (в пространственно-временном аспекте) характере соотношения их взвешенных и растворенных форм миграции, в варьировании (в пространственно-временной неустойчивости) соотношения относительных долей основных форм нахождения металлов в речной взвеси и в растворе речных вод. Это создает выраженную пространственно-временную физико-химическую неоднородность (геохимическую мозаичность) речных вод в техногенных ландшафтах и, соответственно, динамичный, изменчивый характер геохимических условий аллювиальной обстановки осадконакопления.

3.4. Химический состав и особенности поставки осадочного материала с канализационным стоком города

В природных условиях, как было отмечено выше, количество взвеси в речных водах определяется интенсивностью эрозионно-денудационных процессов. Для многих равнинных рек основную часть ее составляют минеральные частицы, представляющие собой главным образом продукты эрозии почв и пород бассейна, берегов и донных отложений. Основным фактором внутригодовой изменчивости содержания взвеси является режим стока воды, причем наиболее высокие ее концентрации в речных водах наблюдаются в половодье и паводки, низкие – в летнюю и особенно в зимнюю межень, когда мутность рек обусловлена преимущественно размывающей деятельностью потока. Для регионального распределения мутности речных вод и модуля стока наносов наблюдается географическая зональность [555]. Н.И. Алексеевский [12] в транспортируемом рекой осадочном материале выделяет две генетических составляющих, одна из которых связана с внешними, другая – с внутренними источниками формирования стока наносов. Внешние генетические составляющие стока твердых наносов представляют собой часть переносимого рекой осадочного материала, поступающего с водосборной территории (так называемая бассейновая, или транзитная, составляющая наносов). Внутренние составляющие связаны главным образом с размывом ранее накопившихся речных отложений и в существенной степени являются следствием возникновения направленного массообмена в системе поток-русло (русовая составляющая стока наносов). Сток влекомых частиц характеризует в основном перенос собственно русловых отложений. Соотношение русловых и транзитных фракций в составе взвешенных наносов колеблется в достаточно широком диапазоне, определяется гидравлическими факторами (интенсивностью взаимодействия потока и русловых отложений) и масштабами поставки осадочного материала его внешними источниками. В свою очередь, в структуре стока взвешенных наносов выделяется ряд генетических составляющих, значимость и соотношение которых изменчивы и, судя по всему, зависят от характеристик реки и разнообразных природных факторов. Существующие данные, как подчеркивает Н.И. Алексеевский [12], позволяют лишь в общих чертах охарактеризовать генетические составляющие стока взвешенных наносов (табл. 177). В природных условиях в системах «водосбор-русло» и «эрозия-транспорт-аккумуляция» обычно существует определенный баланс осадочного материала.

В техногенных ландшафтах в седиментогенезе участвует не только осадочный материал природного происхождения, но и, как показано выше, в него включаются значительные массы материала, появление которого в осадочном цикле связано с хозяйственной деятельностью человека [270, 483, 699, 742]. Модули твердого стока в таких районах возрастают (по сравнению с зональными значениями) на один-два порядка [666, 669, 703]. Так, согласно данным [147], со сточными

водами г. Москвы в водные объекты в начале 1990-х гг. поступало около 20,5 тыс. т взвешенных веществ в год. Реальная поставка техногенного осадочного материала, безусловно, больше (хотя и указанная цифра достаточно велика). Например, если исходить из того, что в пределах г. Москвы в указанный период ежегодно отводилось ~ 5 млн. м^3 сточных вод со средней мутностью 30 мг/л, то с ними поступало не менее 60 тыс. т твердого взвешенного материала. Естественный модуль стока взвешенных наносов для данного района колеблется в пределах 5–30 т/км²/год, т. е. с природного участка, равного по площади Москве может поступать до 4,5–27 тыс. т твердого материала. В пределах бассейна р. Пахры зональный модуль стока варьируется в пределах 5–30 т/км²/год [478], причем минимальные значения характерны для участков, не затронутых явной хозяйственной деятельностью. Расчеты показывают, что аналогичный показатель для территории г. Подольска только с учетом осадочного материала, поступающего в р. Пахру со сточными водами, составляет порядка 40 т/км²/год. Для бассейна р. Инсар (Мордовия) зональный модуль стока наносов оценивается в 0,6 г/с/км². В пределах г. Саранска, если учитывать дополнительную поставку твердых наносов только с организованным сбросом промышленно-бытовых сточных вод, он возрастает до 2,4 г/с/км² [703]. Значительное количество осадочного материала поступает также с поверхностным стоком с территории города, что еще более увеличивает модуль стока твердых наносов. Обычно общая поставка осадочного материала в реки с поверхностным стоком с территории крупных и особенно крупнейших городов заметно превышает таковую с их канализационным стоком [54, 735, 742]. В малых и средних городах отводимые стоки являются одним из важнейших источников поставки техногенного осадочного материала в реки. К тому же, во-первых, канализационный сток городов достаточно постоянен в разрезе года, т. е. поставка с ним осадочного материала, как правило, не зависит от сезона и относительно стабильна в течение года, тогда как для поверхностного стока характерно неоднородное (сезонное) распределение; во-вторых, именно канализационный сток поставляет наиболее широкий спектр поллютантов в водные объекты. Это определяет необходимость изучения химического состава и особенностей поступления осадочного материала с канализационным стоком в городских ландшафтах и его распределения в реках.

Таблица 177. Генетические составляющие стока взвешенных наносов (обобщение данных из [12]) *

Коэффициент генетической значимости	Значения коэффициента
процессов смыва почв на водосборах	0,06 – 0,70
овражной эрозии на склонах речных долин	0,02 – 0,53
обвально-осыпных процессов	0,012 – 0,304
селей	0,07 – 0,80
оползневых процессов	0,0005 – 0,90
крипа	0,004 – 0,10
эрозионных процессов в руслах рек	0,02 – 0,74
размыва берегов	0,01 – 0,64

* Значения коэффициента генетической значимости могут изменяться от 0 до 1, а с учетом процессов аккумуляции наносов в русле и на пойме от –1 до +1. Последние процессы в природных условиях являются единственными, которые снижают содержание в потоке взвешенных веществ. В техногенных условиях к ним присоединяется ряд явлений, способствующих изъятию взвеси из потока (например, забор речной воды на различные нужды и т. п.).

Анализ доступных литературных сведений показал [809, 810], что сточные воды, поступающие на общегородские очистные сооружения, характеризуются высокими содержаниями взвешенных веществ, что обуславливает поставку на очистные сооружения огромных масс своеобразного по своему химическому составу осадочного материала. В ходе очистки сточных вод на очистных сооружениях формируются для вида техногенных осадочных образований: осадки сточных вод (в них переходит большая часть поступающего осадочного материала) и техногенная взвесь, которая в составе сточных вод, прошедших обработку, сбрасывается в водотоки. Химический состав и геохимические свойства осадков сточных вод (ОСВ) и техногенной взвеси сточных вод резко отличаются от состава и свойств фоновой аллювия. В ходе очистки сточных вод в потоке осадочного материала могут формироваться разнообразные минеральные новообразования, которые увеличивают миграционную подвижность химических элементов, включаются в ОСВ или

в составе взвеси поступают в водотоки. Образующиеся на очистных сооружениях ОСВ могут рассматриваться в качестве своеобразного геохимического аналога техногенных илов.

Поведение в речных водах взвеси в зонах влияния городов во многом определяется существованием в водном потоке пространственной структуры, обусловленной типичным на практике сопряжением: источник загрязнения (городские очистные сооружения, с которых осуществляется сброс сточных вод) – коллектор сточных вод (обычно небольшой водоток) – малая или средняя река, принимающая сточные воды [711]. В указанном сопряжении следует различать зону смешения сточных и речных вод и зону распределения загрязняющих веществ природными факторами миграции. В свою очередь, зона смешения состоит из верхнего и нижнего участков. Верхний участок чаще всего представляет собой ручей, принимающий сточные воды. Здесь происходит начальное смешение сточных и поверхностных вод, а качественные и количественные параметры водного потока в существенной мере зависят от режима поступления и состава сточных вод. В пределах нижнего участка осуществляется смешение сточных вод с речными, а характеристики потока зависят от степени разбавления стоков природными водами. В зоне распределения параметры водного потока в большей степени определяются природными факторами, способствующими рассеиванию и дифференциации загрязняющих веществ, трансформации их форм нахождения, перераспределению между компонентами речной среды. Именно в этой зоне активно развиты процессы техногенного аллювиального седиментогенеза, основным материальным продуктом которых являются техногенные илы.

Концентрация присутствующей в водной массе взвеси (осадочного материала) может рассматриваться в качестве переменной, существующей и непрерывно изменяющейся во времени – в динамическом (временном) ряду наблюдения. Точность оценок, которые можно сделать на основе изучения таких рядов, в общем случае зависит не только от числа наблюдений, но и от внутренней структуры ряда [243]. С этих позиций для изучения поведения взвешенных веществ в речных водах рационально проведение наблюдений, направленных на установление временного распределения взвешенных веществ путем организации исследований, основанных на отборе проб воды в течение определенных и достаточно длительных отрезков времени на створах, расположенных в пределах основных зон указанного выше сопряжения, а также на фоновом створе (на водотоке, который не испытывает прямого техногенного воздействия). Рассмотрим результаты таких исследований, выполненных на р. Пахре в зоне влияния г. Подольска [666, 705, 711, 786, 787, 810]. Здесь в летнюю межень осуществлялся ежедневный (с 15 июля по 15 августа, т. е. 32 дня подряд) отбор проб воды на трех створах так называемых динамических наблюдений и 12 створах гидрохимического прослеживания (рис. 36).

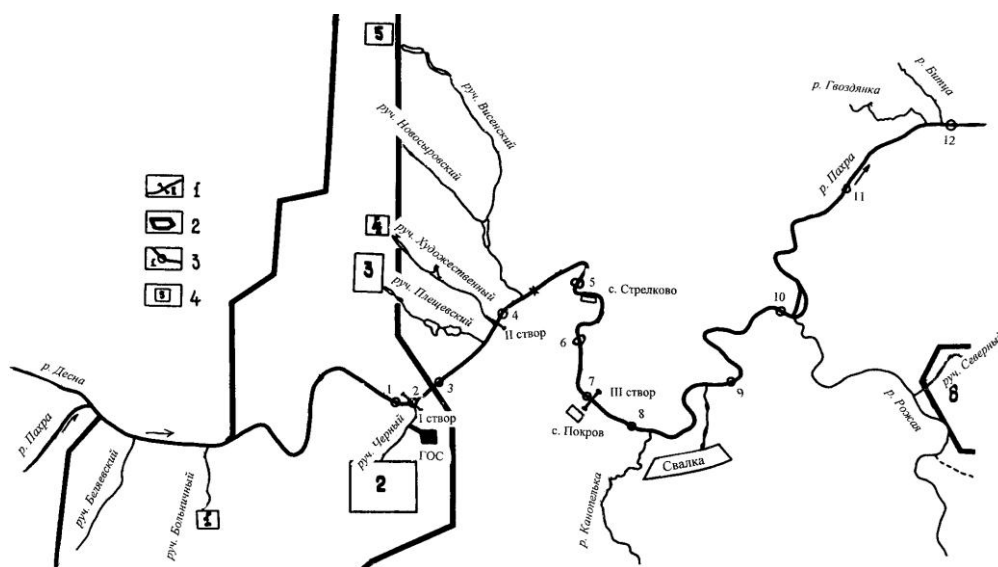


Рис. 36. Схема окрестностей г. Подольска.

1 – створы динамических наблюдений (I, II, III); 2 – граница городской территории; 3 – створы гидрохимических прослеживаний (1–12); 4 – основные промышленные зоны: 1–4 – г. Подольск, 5 – г. Щербинка, 6 – г. Домодедово.

Створ I располагался в устье руч. Черного, сток которого практически полностью формируется за счет поступления сточных вод с очистных сооружений г. Подольска. Наблюдения на этом створе позволяют охарактеризовать процесс поставки взвешенных веществ источником загрязнения и выявить особенности их поведения в пределах верхнего участка зоны смешения. Створ II, отвечающий замыкающему створу нижнего участка зоны смешения, находился на р. Пахре в 2 км ниже устья руч. Черного. На этом отрезке реки происходит перемешивание сточных и речных вод, а распределение взвеси обуславливается главным образом гидродинамическими процессами разбавления стоков речными водами. Створ III располагался на р. Пахре в пределах зоны распределения (в 9 км ниже устья руч. Черного); участок речного русла до этого створа характеризуется типичным для равнинных малых рек геоморфологическим строением; здесь активно идут процессы перераспределения взвешенных веществ, происходит осаждение их значительной массы, что обуславливает формирование в речном русле техногенных илов. В качестве фонового был выбран створ IV, расположенный на р. Москвы вне зоны прямого техногенного воздействия (выше Можайского водохранилища). Здесь пробы отбирались в тот же период времени, но с интервалом в три дня. Данные, характеризующие распределение взвешенных веществ в фоновых условиях, необходимы для установления изменений в их поведении в условиях техногенного загрязнения и оценки его интенсивности. Зональные значения содержания взвеси в речных водах рассматриваемого региона (бассейн р. Москвы) по многолетним данным составляют: в весенний период 50–100 мг/л, в летне-осенний – 10–25, в зимний – до 10 мг/л [478]. Пробы воды (объемом 5 л) отбирались на стрежне водотока в белые полиэтиленовые канистры. Содержание взвешенных веществ в речной воде определялось весовым способом в полевой лаборатории. В частности, выделение взвешенных веществ осуществлялось путем фильтрования проб воды (объемом 1–2 л) под вакуумом через предварительно прокипяченные в дистиллированной воде и затем высушенные (в эксикаторе) до постоянной массы и взвешенные на аналитических весах мембранные нитроцеллюлозные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм. После фильтрования фильтры с осадком высушивались при комнатной температуре и вновь взвешивались. По разности масс фильтра до и после фильтрования рассчитывалось количество взвешенных веществ в исследуемой пробе речной воды.

В табл. 178 приведены характеристики распределения взвеси в водах р. Пахры (створы I–III) и на фоновом створе (р. Москва). В фоновых условиях взвешенные вещества в исследуемый период (летнюю межень) отличаются однородным распределением во времени ($V = 51\%$), причем 90% проб характеризуются концентрациями взвеси, разброс значений которых укладывается в стандартное отклонение выборки. Максимальная концентрация взвешенных веществ (48,8 мг/л) наблюдалась в период кратковременного, но интенсивного дождя, что обуславливало повышенную поставку осадочного материала в речной поток с водосборной территории, сопровождалось увеличением расхода воды в реке и способствовало взмучиванию русловых отложений. В целом для всего ряда динамических наблюдений на фоновом створе фиксируется прямая корреляционная связь между удельным содержанием взвеси в воде и расходом воды в реке ($r = 0,69$, при доверительной границе коэффициента корреляции для 5%-ного уровня значимости $\pm 0,62$). Таким образом, в фоновых условиях временное поведение взвешенных веществ контролируется преимущественно гидрометеорологическими факторами, а средняя концентрация взвешенных веществ соотносится с зональными значениями их содержаний в летнюю межень. В условиях техногенного загрязнения распределение концентраций взвешенных веществ в динамическом ряду наблюдений имеет неоднородный (дискретный) характер. (табл. 178, рис. 37). Особенно резко это проявляется в пределах верхнего участка зоны смешения (створ I), что подтверждается высокими значениями коэффициента вариации, рассчитанного по стандартному отклонению ($V = 92\%$) и вариационному размаху ($R = 505\%$). Здесь практически не наблюдалось выраженной корреляционной связи между концентрациями взвеси в сбрасываемых сточных водах и их объемом. Это свидетельствует о том, что временной характер распределения взвешенных веществ зависит, в первую очередь, от специфики функционирования городских очистных сооружений (прежде всего, от степени очистки сточных вод). Средняя удельная концентрация взвеси на створе I заметно (в 2,2 раза) превышает фоновое значение. Характерным является появление пиковых концентраций взвешенных веществ, в 3–11,9 раз превышающих среднее фоновое содержание. Таким образом, техногенная поставка

взвешенных наносов характеризуется дискретным характером и осуществляется в количествах, превышающих их зональный модуль стока.

Таблица 178. Содержание взвешенных веществ в речных водах на разных створах, мг/л [711, 810]

Створ	Среднее и его ошибка	Интервал	V *	R **	K _C ***	
					средний	максимальный
IV (фон)	24,16 ± 4,11	6,50–48,80	51	175	—	—
I	53,43 ± 8,68	18,70–288,60	92	505	2,2	11,9
II	27,97 ± 3,07	7,20–82,50	62	269	1,2	3,4
III	26,90 ± 2,81	9,60–83,0	59	273	1,1	3,4

* Здесь и в табл. 180 коэффициент вариации по стандартному отклонению; ** коэффициент вариации по вариационному размаху. *** коэффициент концентрации относительно среднего фоновое содержание.

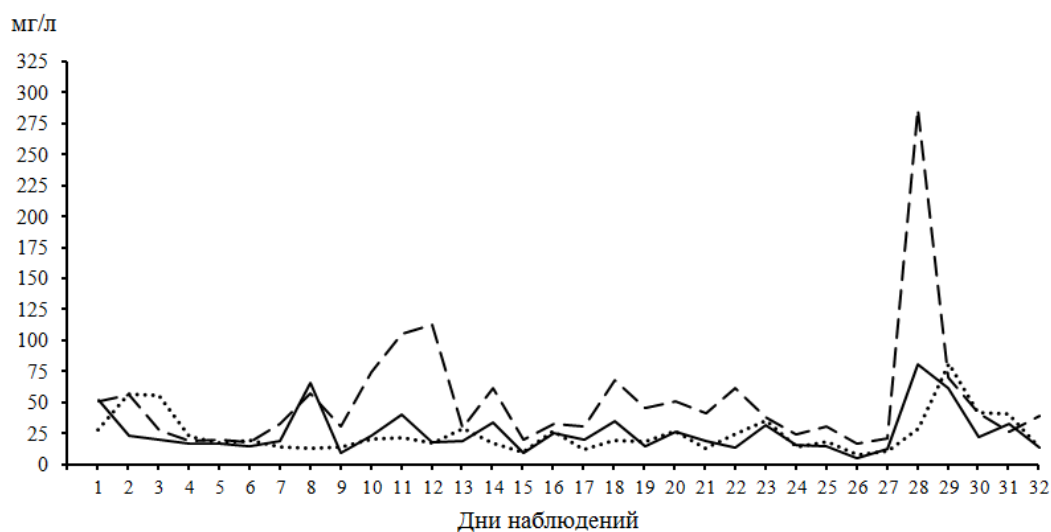


Рис. 37. Распределение взвешенных веществ на створах I (пунктир), II (сплошная линия) и III (точки) [810].

В пределах замыкающего створа нижнего участка зоны смешения (створ II) поведение взвешенных наносов в первую очередь зависит от гидродинамических факторов, которые определяют кратность разбавления поступающих сточных вод, обогащенных взвесью, речными водами, мутность которых на участке русла выше устья руч. Черного составляет 10–15 мг/л. Естественно, что, кроме физического (механического) разбавления, определенное значение имеют процессы ускоренной седиментации крупных (грубых) взвешенных частиц, обладающих более высокой гидравлической крупностью. В значительной степени это является следствием подпруживания потока сточных вод и, соответственно, уменьшения его скорости течения. Это, с одной стороны, приводит к заметному уменьшению средней удельной концентрации взвеси на створе II, с другой, — обуславливает снижение вариации ее содержаний в наблюдаемом временном ряду ($V = 62\%$, $R = 269\%$). Тем не менее, в целом, временное распределение взвешенных веществ и их концентрации на данном створе заметно отличаются от фоновых характеристик. Кроме того, во-первых, корреляционная связь между мутностью и расходом воды на створе II отсутствует ($r = 0,01$, при доверительной границе коэффициента корреляции для 5%-ного уровня значимости $\pm 0,34$), во-вторых, характер графика распределения концентраций взвеси на створе II идентичен графику их распределения на створе I. Все это свидетельствует о ведущей роли техногенной поставки твердого материала на режим мутности воды в пределах нижнего участка зоны смешения. На створе III, т. е. в пределах зоны распределения поллютантов природными факторами миграции, характер поведения и уровни содержания взвешенных веществ во многом схожи с таковыми на предыдущем участке реки. Тем не менее здесь уже отмечается слабая корреляционная связь между содержаниями взвеси в воде и расходом воды ($r = 0,24$, при доверительной границе коэффициента корреля-

ции для 5%-ного уровня значимости $\pm 0,34$), что может свидетельствовать о вторичном поступлении твердых частиц, прежде всего, из донных отложений при процессах взмучивания.

Для распределения взвешенных веществ в динамическом ряду наблюдения на створах I–III фиксируется определенного типа систематический эффект, проявляющийся в некоторой цикличности, когда на графиках пики (соответствующие максимальным концентрациям) и впадины (отвечающие минимальным концентрациям) значений появляются через определенный интервал времени (в нашем случае обычно равный одному дню). Такие временные ряды называются циклическими рядами [243]. Использование предложенного М. Кендэллом [243] метода подсчета поворотных точек (на графиках распределения содержаний) как критерия проверки гипотезы о случайности колебаний при альтернативной гипотезе о наличии систематических колебаний, показало, что в основе своей наблюдаемые на створах I–III временные ряды распределения концентраций взвеси являются рядами случайных колебаний, что в существенной степени обусловлено влиянием внешних факторов. В рассматриваемом случае, безусловно, главным фактором является режим поступления в р. Пахру наносов со сточными водами по руч. Черному, вернее, дискретность поставки с ними осадочного материала. Так, наблюдается прямая корреляция временных рядов распределения мутности на створе I и II ($r = 0,69$), на створе I и III ($r = 0,41$), на створе II и III ($r = 0,42$). Определение степени тесноты линейной связи между результативным признаком (в данном случае распределение мутности на створе III) и двумя факторными признаками (мутность воды на створах I и II) показало высокую корреляцию ($r_{3/1,2} = 0,58$). Таким образом, в отличие от фоновых условий, где основными внешними факторами, определяющими поведение взвеси в речных водах, являются гидрометеорологические явления, свойственные данному региону, в зоне загрязнения их роль уже менее значима. Наличие своеобразной цикличности в распределении взвешенных веществ в динамическом ряду наблюдений в существенной степени обуславливается дискретным (циклическим) режимом их поступления со сточными водами, сбрасываемых по руч. Черному.

Поступающий со сточными водами осадочный материал играет важную роль в формировании зон техногенного загрязнения в реке. Согласно [336], речной (водный) поток и его русло в отдельные периоды времени могут считаться динамически равновесной системой. Поступление значительных количеств твердых веществ в реку в зоне влияния города периодически приводит к существенному возрастанию мутности водного потока, к его перегрузке взвесью, что в конечном счете нарушает динамику равновесного обмена осадочным материалом между водным потоком и руслом. Вследствие этого на определенных участках реки, особенно в ближайшей зоне воздействия техногенного источника загрязнения (города), начинают преобладать процессы его осаждения, что приводит к формированию техногенных илов, обладающих специфическим химическим составом (табл. 179).

Таблица 179. Петрохимический состав взвеси, техногенных илов и фонового аллювия, % [711, 724]

Компонент	Взвесь		Техногенный ил, р. Пахра, 9 км ниже г. Подольска	Фоновый аллювий, р. Пахра	Средний состав взвеси рек умеренной и холод- ной зоны [991]	Средний состав взвеси рек мира [137]
	Створ I	Створ III				
SiO ₂	28,3	67,74	61,70	78,50	62,87	54,80
TiO ₂	0,40	0,67	0,38	0,48	0,82	0,67
Al ₂ O ₃	5,50	9,47	8,63	4,52	13,58	15,65
Fe ₂ O ₃ + FeO	7,36	4,33	4,90	2,62	—	—
Fe ₂ O ₃	—	—	—	—	6,40	7,28
MgO	2,32	1,84	0,66	1,26	2	2,07
CaO	8,14	3,90	6,08	3,17	6	3,52
Na ₂ O	0,88	0,80	0,68	0,72	1,16	1,35
K ₂ O	1,15	2,13	1,62	1,60	2,73	1,81
ППП *	41,00	8,00	10,88	2,16	—	—

* Потери при прокаливании.

В устье руч. Черного формирование русловых отложений в существенной мере обусловлено гидравлическим осаждением поступающего техногенного осадочного материала, что связано с

изменением скоростных характеристик потока сточных вод вследствие подпора его речными водами [724]. Установлено, что в гранулометрическом спектре осадков сточных вод (ОСВ) г. Подольска доминирует фракция крупного алеврита (0,10–0,01 мм), поэтому, судя по всему, в составе техногенной взвеси ее содержание также велико, что находит отражение в гранулометрическом составе русловых отложений устьевой зоны руч. Черного, отличающихся высокими содержаниями данной фракции [720, 755, 759]. На участке р. Пахры ниже устья руч. Черного прослеживается зона активного накопления техногенных илов, отличающихся снижением доли крупного песка (до 6,7% против 17,6–28,5% на предыдущих участках) и заметным увеличением количества алевритовых и глинистых частиц. По данным [35], в составе взвеси сточных вод промышленного города, сбрасываемых в водотоки, преобладают (до 87%) частицы размером больше 0,03 мм, а по данным [584], в ОСВ, образующихся на городских очистных сооружениях, доминируют (65–90%) частицы размером менее 0,15 мм. ОСВ г. Подольска также отличаются высоким содержанием глинистых (< 0,005 мм) и особенно мелкоалевритовых (0,10–0,01 мм) частиц. Все это, безусловно, и определяет повышенное содержание алевритовой и глинистой фракций в формирующихся на этом участке речного русла илах. Согласно [54], главная особенность процесса осаждения транспортируемого речным потоком взвешенного материала связана с тем, что размер частиц основной массы взвеси меньше толщины так называемого вязкого подслоя, т. е. особой зоны потока, примыкающей к граничной поверхности трения (в данном случае к дну реки), которую еще называют «ламинарной пленкой», поскольку осредненное течение здесь считается вязким и сохраняет некоторые характерные признаки ламинарного течения. Соизмеримость размера частиц с толщиной вязкого подслоя определяет вязкое обтекание их потоком при осаждении на дно. Считается, что течение в вязком подслое носит выраженный перемежающийся характер, при котором периоды вязкого течения сменяются периодами его отчетливой завихренности с явными признаками стохастичности. Именно поэтому на заключительную фазу процесса осаждения осадочного материала определяющее влияние оказывают характеристики течения в пределах данного подслоя. В частности, в условиях вязкого течения турбулентная диффузия перестает играть роль фактора, поддерживающего равновесную концентрацию взвеси, и становится механизмом, поставляющим взвешенные вещества к верхней границе вязкого подслоя и таким образом способствующим их осаждению. Поверхностные когезионные силы сцепления, возникающие при сближении тонких оседающих частиц с донными отложениями, затрудняют их повторное взмучивание.

Взвесь, поступающая со сточными водами, характеризуется концентрациями тяжелых металлов, существенно превышающими их фоновые уровни (табл. 180), глобальные и региональные параметры распределения (табл. 181). Как уже отмечалось выше, загрязнение речных вод тяжелыми металлами, связанное с взвешенными веществами, формируется двумя способами [510, 663]: при увеличении мутности речных вод в результате поступления литогенных частиц с фоновыми уровнями поллютантов, и при поступлении в воды техногенных частиц с высокими удельными концентрациями последних. Естественно, что наиболее резко техногенные аномалии тяжелых металлов и других химических элементов проявляются при поступлении в реки значительных количеств взвеси, обогащенной ими. В динамическом ряду наблюдения удельное распределение тяжелых металлов во взвеси отличается высокой изменчивостью, которая особенно резко проявляется в зоне смешения сточных и речных вод (рис. 38). Вниз от источника загрязнения практически для всех металлов наблюдается определенная идентичность в характере изменения их концентраций во взвеси. Наиболее интенсивное снижение уровней тяжелых металлов во взвеси происходит на первых 8–10 км ниже створа полного смешения сточных и речных вод. Очевидно, именно здесь особенно активны процессы выведения из потока техногенной взвеси и поступления в водную толщу природных литогенных частиц, поскольку мутность речной воды в целом слабо меняется вниз по потоку. Ниже по течению реки для валовых концентраций металлов во взвеси характерно постепенное снижение их значений, нередко до фоновых уровней. Качественный состав геохимических ассоциаций, свойственных техногенным илам, закономерно близок составу ассоциации осадков сточных вод, образующихся на городских очистных сооружениях в ходе очистки поступающих стоков (табл. 182). Установлено, что увеличение содержания тонких частиц в составе взвеси, характерное для зон техногенного загрязнения, приводит к возникновению особых динамиче-

ских эффектов в зоне контакта воды с поверхностью частиц [54], что, в частности, способствует высвобождению химических элементов и их соединений из взвешенных веществ в водную фазу.

Таблица 180. Тяжелые металлы в твердом взвешенном веществе [711]

Металл	Среднее и его ошибка, мг/кг	V	R	K _C
Створ I				
Хром	687,79 ± 123,89	52	320	2,2
Никель	556,59 ± 90,34	47	240	4,8
Медь	1587,60 ± 346,90	63	352	8,8
Цинк	1637,00 ± 317,80	56	338	2,6
Кадмий	74,13 ± 16,18	63	313	9,9
Ртуть	11,56 ± 2,71	68	214	170,0
Свинец	887,13 ± 177,90	58	337	3,4
Створ II				
Хром	497,50 ± 134,90	78	342	1,6
Никель	302,20 ± 83,50	80	284	2,6
Медь	773,03 ± 272,62	102	465	4,3
Цинк	1173,50 ± 247,40	61	569	1,9
Кадмий	34,31 ± 11,82	99	539	4,6
Ртуть	3,36 ± 1,32	114	470	49,4
Свинец	630,70 ± 26,55	122	672	2,4
Створ III				
Хром	451,70 ± 101,80	65	272	1,5
Никель	225,30 ± 36,80	47	239	1,9
Медь	501,70 ± 88,68	51	196	2,8
Цинк	922,60 ± 174,30	55	220	1,5
Кадмий	25,47 ± 7,00	79	393	3,4
Ртуть	1,74 ± 0,89	148	800	25,6
Свинец	378,60 ± 74,62	57	226	1,5

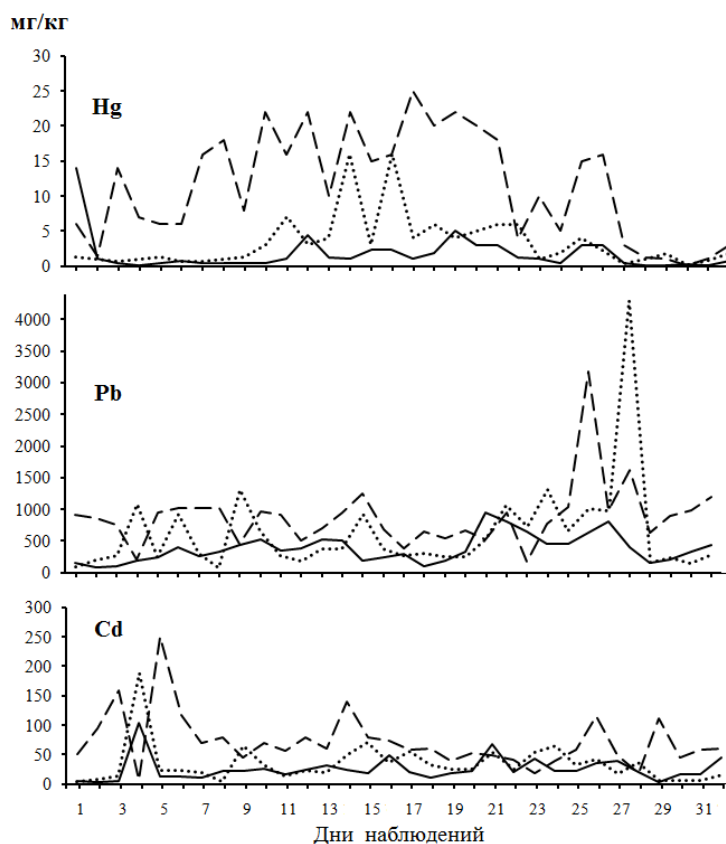


Рис. 38. Распределение удельных концентраций тяжелых металлов во взвешенном веществе на створах I (пунктир), II (точки) и III (сплошная линия) [711].

Таблица 181. Тяжелые металлы в техногенной взвеси (ТВ) и твердом взвешенном веществе рек

Металл, мг/кг	ТВ, створ I [711]	Реки мира				Реки Евро- пы [1068]	Северная Двина [643]	Бассейн р. Уссури [633]
		[992]	[1068]	[496]	[137]			
Хром	687,79	100	130	85	130	164	88,5	136,5
Никель	556,59	90	74,5	50	84	66	50,6	26,3
Медь	1587,60	100	75,9	45	80	172	27,4	16,7
Цинк	1637,00	250	208	130	31	346	150	128,6
Кадмий	74,13	–	1,55	0,5	0,7	–	0,62	0,442
Ртуть	11,56	–	–	0,077	–	–	–	–
Свинец	887,13	100	61,1	25	147	71	25,7	18,5

Таблица 182. Геохимические ассоциации в осадках сточных вод (ОСВ) г. Подольска и техногенных илах (ТИ) руч. Черного

Компонент	Порядок значения K_C элементов относительно фона в отложениях р. Пахры				
	>100	100–30	30–10	10–3	3–1,5
ОСВ [810]	Cd-Ag	Pb-Sn-Cu	In-Ni-Hg-Bi-Cr-Zn-W-Sb	Sr-Be-Mo	As-Co-Mn-Ba
ТИ [702]	Hg-Ag	Cd-In	Cu-Ni-Pb-Sn-Sb-Se	V-Zn-Cr-Nb-P-W-As-Bi-Sr-Ba	Co-Be-Mo-Sc-F-Y

В поступающей с канализационным стоком техногенной взвеси для тяжелых металлов характерны значимые количества их легкоподвижных (сорбционно-карбонатных) и относительно подвижных (органических и оксидных) минералого-геохимических форм нахождения (табл. 183). Это определяет потенциальную миграционную способность металлов и возможность последующего преобразования их форм нахождения в речной среде. Валовые содержания металлов во взвеси в техногенных условиях существенно превышают их фоновые уровни. По мере удаления от источник загрязнения валовые содержания металлов закономерно снижаются, но тем не менее техногенные аномалии проявлены достаточно интенсивно даже на удалении в 9 км от устья руч. Черного. Для Ni различия в балансе форм нахождения в условиях техногенной поставки (створ I) проявляются главным образом в более высоком относительном содержании оксидных форм и заметном снижении доли сорбционно-карбонатных и кристаллических форм. Вниз по течению (створ II и особенно створ III) наблюдается рост относительного содержания сорбционно-карбонатных и кристаллических форм, снижение доли органических и силикатных форм. Прослеживается тенденция к достижению баланса форм нахождения, свойственного для Ni в фоновых условиях

Таблица 183. Формы нахождения тяжелых металлов во взвешенном веществе [711]

Створ	Вал, мг/кг	Сорбционно-карбонатные		Органические		Оксидные		Кристаллические		Силикатные	
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Никель											
I	425	172,1	40,5	63,3	14,9	65,5	14,7	54,4	12,8	72,7	17,1
II	258	112,0	43,4	37,2	14,4	38,2	14,9	57,3	22,2	13,3	5,2
III	156	80,8	51,8	18,9	12,1	13,1	8,4	32,0	20,5	11,2	7,2
Фон	40	21,0	52,5	5,0	12,5	0,8	2,0	6,7	16,7	6,5	16,3
Медь											
I	1386	43	3,1	223,2	16,1	313,2	22,6	731,8	52,8	74,8	5,4
II	747	139,7	18,7	171,1	22,9	221,1	29,6	183,0	24,5	32,1	4,3
III	520	122,2	23,5	147,2	28,3	125,2	24,1	110,8	21,3	14,6	2,8
Фон	50	15,2	30,3	20,1	40,3	6,1	12,3	8,0	16,0	0,6	1,1
Кадмий											
I	78,3	57,1	72,9	2,7	3,5	10,3	13,1	4,8	5,2	3,4	4,3
II	40,0	33,4	83,5	0,6	1,5	4,3	10,8	0,6	1,5	1,1	2,7
III	30,0	25,2	83,8	0,3	1,1	3,8	12,7	0,3	1,1	0,4	1,3
Фон	0,65	0,085	13,1	0,247	39,0	0,082	12,5	0,11	16,9	0,126	19,5
Свинец											
I	1023	81,8	8	68,6	6,7	308,9	30,2	509,5	49,8	54,2	5,3
II	670	79,1	11,8	71,0	10,6	188,9	28,2	253,3	37,8	77,7	11,6
III	280	45,4	16,2	57,7	20,6	84,8	30,3	82,9	29,6	9,2	3,3
Фон	70	8,48	12,1	2,1	3,0	17,0	24,3	29,62	42,3	12,80	18,3

Примечание. 1 – удельная концентрация, мг/кг; 2 – доля формы от вала, %; приведены средние значения за 30-дневный период наблюдения.

Очень своеобразен баланс форм нахождения Си в техногенных условиях (резкое относительно доминирование кристаллических форм, увеличенная доля оксидных форм, заметно пониженное относительное содержание сорбционно-карбонатных и органических форм). Показательно, что по мере удаления от источника загрязнения соотношение ее основных форм нахождения также стремится к фоновым показателям (что особенно проявляется в росте доли сорбционно-карбонатных форм и снижении доли кристаллических форм). Баланс форм нахождения Cd в условиях загрязнения принципиально отличен от такового в природных условиях (стабильно и резко преобладают его сорбционно-карбонатные формы, существенно понижена доля органических, кристаллических и силикатных форм практически на всем изученном участке реки). Для Pb в условиях загрязнения различия (от фоновых условий) проявляются главным образом в более высокой относительной доле органических форм и пониженной доле силикатных форм. Таким образом, баланс форм нахождения металлов в осадочном материале сбрасываемых сточных вод заметно отличается от фоновых показателей. Важно отметить, что многих металлов типичны высокие относительные и удельные содержания подвижных, геохимических активных форм нахождения (прежде всего, сорбционно-карбонатных). В ходе миграции техногенного осадочного материала в реке происходят (наряду со снижением удельных и относительных содержаний химических элементов) структурные изменения баланса форм металлов, связанные с гидравлическим осаждением взвеси, с разубоживанием техногенной взвеси природным осадочным материалом, с внутри-водоемными геохимическими и биогеохимическими процессами.

Для соотношения форм нахождения металлов во взвеси характерна временная неоднородность (рис. 39). В зоне загрязнения отмечается (по сравнению с фоном) иной баланс (иное соотношение)

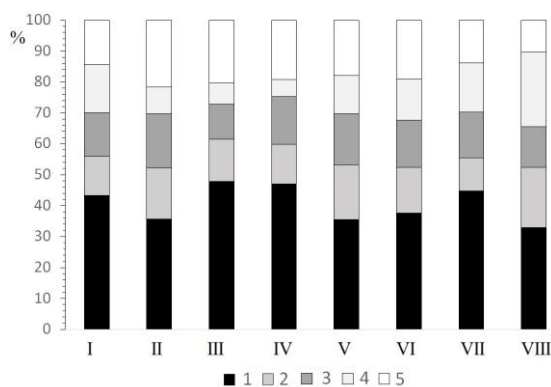


Рис. 39. Динамика баланса форм нахождения никеля во взвеси, створ I [810].

Формы: 1 – сорбционно-карбонатные, 2 – органо-минеральные, 3 – оксидные, 4 – кристаллические; 5 – силикатные; I, II, III и т. д. – усредненные пробы (каждая проба сепарационной взвеси объединяет навески за 3–4 дня наблюдений).

выделяемых групп форм нахождения металлов. Так, для Си во взвеси преобладают кристаллические формы, относительно велика доля оксидных и органических форм. В ходе миграции (за счет процессов разубоживания, сорбции, трансформации, осаждения) происходит уменьшение доли кристаллических форм и закономерный рост относительной доли сорбционно-карбонатных и органических форм этого металла. Для Ni преобладает техногенная поставка в сорбционно-карбонатных формах, а общее соотношение форм близко к фоновому балансу (несколько увеличена доля оксидных форм). По мере удаления от источника загрязнения происходит увеличение доли указанных форм, а также Ni, связанного с раскристаллизованными гидроксидами Fe и Mn. Для Pb поставка

осуществляется преимущественно в виде раскристаллизованных и свежих гидроксидов Fe и Mn, а пространственные изменения баланса форм связаны с увеличением доли его сорбционно-карбонатных и органических соединений и существенным уменьшением количества кристаллических форм. Кадмий в составе взвеси мигрирует преимущественно в сорбционно-карбонатных формах, причем вниз по течению реки их относительная доля несколько возрастает (в основном за счет уменьшения количества кристаллической и силикатной форм). Можно предположить, что в группе сорбционно-карбонатных форм для многих металлов, очевидно, доминируют собственно карбонатные соединения, что определяется особенностями очистки сточных вод (применение извести и т. п.) и наличием карбонатных минералов в составе речной взвеси (выходы известняков). В ходе миграции происходит не только изменение баланса форм металлов во взвеси, но и снижение их валовых и удельных концентраций (табл. 184). Например, для Ni наиболее интенсивно техногенные аномалии проявились в гидроксидных формах, для Си – в гидроксидных, кристаллических и силикатных. Оценка условных темпов (скорости) выведения металлов из взвешенного потока показывает, что для кадмия убывание техногенных геохимических аномалий, фиксируемых во

взвеси, происходит преимущественно в результате осаждения гидроксидных и сорбционно-карбонатных форм, для Pb и Cu – оксидных и кристаллических форм, для никеля – сорбционно-карбонатных форм (табл. 185, рис. 40). Можно предположить, что именно за счет этих форм в техногенных илах в существенной степени и формируется основной запас тяжелых металлов, по крайней мере, на начальных стадиях накопления осадочного материала в русле реки.

Таблица 184. Коэффициенты концентрации (относительно фона) валового содержания и удельных концентраций различных форм металлов во взвеси [711]

Металл	Створ	Вал	Вытяжка				
			Сорбционно-карбонатные	Органические	Оксидные	Кристаллические	Силикатные
Никель	I	11	8	13	78	8	11
	II	6,5	5	7	48	9	2
	III	4	4	4	16	5	2
Медь	I	28	3	11	51	92	125
	II	15	9	9	36	23	54
	III	10	8	7	21	14	24

Таблица 185. Условные темпы выведения металлов из взвешенного потока в зоне распределения [711]

Форма нахождения	Скорость выведения							
	Никель		Медь		Кадмий		Свинец	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Сорбционно-карбонатные	6,33	34	0	0	0,429	11	6,44	49
Органические	2,26	44	9,2	34	0,0143	30	1,07	10
Оксидные	3,15	62	16,01	48	0,641	64	12,24	50
Кристаллические	2,6	32	15,1	58	0,0685	68	12,43	49

Примечание. 1 – абсолютные темпы выведения, мг/кг на 1 км реки; 2 – относительные темпы выведения, % (здесь и на рис. 40 так называемый «остаток», характеризующий количество силикатных форм, был распределен по другим фракциям пропорционально их выходу в соответствующую вытяжку).

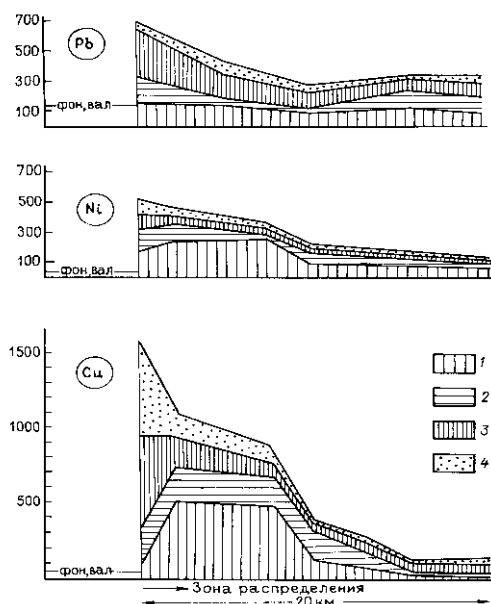


Рис. 40. Формы нахождения металлов во взвеси р. Пахры [508].

Формы нахождения: 1 – сорбционно-карбонатные, 2 – органоминеральные, 3 – оксидные, 4 – кристаллические.

Таким образом, в летнюю межень в природных условиях взвешенные в речной воде вещества отличаются однородным распределением во времени, их поведение контролируется преимущественно гидрометеорологическими факторами, а средняя удельная концентрация взвеси соотносится с зональными показателями. Техногенная поставка наносов характеризуется выраженным во времени дискретным характером и осуществляется в количествах, существенно превышающих их зональный модуль стока. Участие в седиментогенезе значительных масс техногенного материала отражается на режиме стока наносов и на процессах аллювиального осадконакопления. Особенности распределения взвеси в динамическом ряду наблюдений, проявляющиеся в высокой вариации ее концентраций, определяются спецификой функционирования очистных сооружений, дискретным режимом поступления осадочного материала со стоками, кратностью разбавления последних речными водами, процессами ускоренной

седиментации грубых частиц. Осадочный материал, поступающий в реку со сточными водами, характеризуется специфическим петрохимическим составом, высокими концентрациями химических элементов, значимыми количествами их геохимически подвижных форм и в существенной мере обуславливает формирование в реках техногенных илов.

3.5. Влияние весеннего половодья на техногенную поставку и распределение химических элементов в речных водах

В весеннее половодье характер поставки техногенного осадочного материала и связанных с ним загрязняющих веществ меняется, прежде всего, за счет возрастания роли талого стока с освоенных территорий. Это может приводить как к разбавлению исходных концентраций поллютантов в стоках, так и к увеличению содержаний отдельных компонентов в речных водах. Талые воды, поступающие в водотоки, всегда обогащены твердыми взвешенными веществами. Исследования распределения химических элементов в период весеннего половодья в р. Пахре в зоне влияния г. Подольска (створы I и II указанных выше летних наблюдений) и в пределах фонового участка р. Москвы (створ IV) показали следующие [711]. Так, в фоновых условиях для растворенных форм Cu и Zn наблюдается снижение концентраций, что явно связано с разбавляющим действием талых вод. Среднее содержание растворенных форм никеля заметно возросло, а хрома – практически не изменилось (табл. 186). Для взвешенных форм Cr, Ni, Pb и Hg (даже при увеличении мутности речной воды) за счет уменьшения их удельных концентраций в самой взвеси происходит снижение содержаний, что, судя по всему, обусловлено поступлением в составе талого стока значительных количеств осадочного материала с околофоновыми содержаниями металлов. Средние концентрации взвешенных форм Cu и Cd практически не изменились, а цинка заметно возросли. Показательно, что валовые содержания Cu, Zn и Cr (по сравнению с таковыми в летний период) заметно уменьшились. Тем не менее, как валовые содержания, так и концентрации основных форм миграции практически всех металлов в общем случае находятся в пределах интервалов их летних колебаний.

Таблица 186. Распределение металлов в речных водах в разные гидрологические периоды, мкг/л [711]

Металл	Показатель	Створ I		Створ II		Створ IV (фон)	
		Лето	Весна	Лето	Весна	Лето	Весна
Медь	P	34,3	37	13,8	10,75	7,62	4,0
	B	73,7	42,24	15,9	11,33	4,69	4,89
	P+B	108	30,24	29,7	22,08	12,31	8,89
	% B	68	54	54	51	38	55
Цинк	P	48,2	36	33,8	36	28,56	18
	B	69,8	63,41	26,3	42,83	14,59	19,23
	P+B	118	99,41	60,1	78,83	48,15	37,23
	% B	59	64	44	54	34	52
Хром	P	10,6	37	8,47	3	3	3
	B	29,5	7,55	10,6	10,65	9,8	3,49
	P+B	40,1	44,55	19,07	13,65	12,8	6,49
	% B	74	17	37	79	61	54
Никель	P	48	48	11,1	5,5	2,6	5
	B	26,1	16,16	6,48	6,71	4,13	2,79
	P+B	74,1	64,16	17,58	12,21	6,73	7,79
	% B	35	26	37	55	61	36
Кадмий	P	6,11	0,8	0,451	1	0,133	–
	B	3,27	1,55	0,631	0,25	0,151	0,17
	B+P	9,38	2,35	1,082	1,25	0,284	–
	% B	35	66	58	20	53	–
Ртуть	P	0,73	0,45	0,658	0,525	0,0491	–
	B	0,61	1,32	0,042	0,0084	0,0019	0,0013
	B+P	1,34	1,77	0,7	0,5334	0,051	–
	% B	46	76	6	2	4	–
Свинец	P	5,78	–	4,13	–	2,17	–
	B	40	81,3	9,86	5,76	4,47	2,09
	B+P	45,78	–	13,99	–	6,64	–
	% B	87	–	70	–	67	–

Примечание. P – растворенная форма; B – взвешенная форма, P + B – общее содержание, %B – доля взвешенной формы от общего содержания.

В условиях загрязнения техногенные геохимические аномалии проявились практически для всех изученных металлов и во всех формах миграции. Высокий уровень техногенного загрязнения р. Пахры подтверждается и данными по распределению других химических элементов и их соединений (табл. 187). Анализ данных по руч. Черному (створ I) показывает, что для растворенных форм Cu и Ni характерны примерно те же самые концентрации, как и летом, а для растворенных цинка, ртути и особенно кадмия наблюдается уменьшение их содержаний, что, безусловно, обусловлено разбавляющим действием талых вод. Лишь для хрома было отмечено заметное увеличение концентрации его растворенных форм. Почти для всех металлов наблюдается снижение содержания их взвешенных форм и, как правило, уменьшение их доли в общем балансе. Исключение составляют Hg и Pb, для которых фиксируется существенное увеличение абсолютных и относительных содержаний взвешенных форм. Это, судя по всему, обусловлено поступлением талых вод, особенно с территории промышленных предприятий, обогащенных растворенными формами хрома и взвешенными формами Hg и Pb. В частности, весенние уровни содержания Hg и Pb во взвеси вод руч. Черного были заметно выше наблюдаемых в летнее время, что вкупе с высокой мутностью поверхностных вод предопределяет довольно высокие удельные и относительные концентрации их взвешенных форм (табл. 188).

Таблица 187. Химический состав речных вод в разные гидрологические периоды [711]

Компонент	Створ I		Створ II		Створ IV (фон)	
	Лето	Весна	Лето	Весна	Лето	Весна
pH	7,89	8,03	7,79	8,09	7,86	7,3
		мг/л				
HCO ₃ ⁻	-	285	-	112,3	-	85
Cl ⁻	93,81	99,5	47,28	30,1	8,1	11
SO ₄ ²⁻	62,66	89,3	38,31	25	21,9	11
NO ₃ ⁻	1,34	10	3,39	9,5	1,33	4
NO ₂ ⁻	2,0	1,48	0,92	0,14	0,079	0,02
PO ₄ ³⁻	0,63	6,5	0,271	3,5	0,0125	0,3
Na ⁺	-	55,8	-	11,5	-	3
K ⁺	15,5	10,8	10,88	8	3,3	5
Ca ²⁺	-	78,5	-	28,8	-	20
Mg ²⁺	-	23,3	-	8,5	-	8
NH ₄ ⁺	19,78	15,8	4,58	9,8	0,88	1,3
Окисляемость	7,75	14,1	8,41	11,5	11,03	8,6
Сухой остаток	-	584	-	208	-	122
		мкг/л				
Фтор	706,3	625	444	250	201	200
Марганец	56,38	195	29,13	215	27,8	160
Мышьяк	1,03	1	1,49	1	0,432	0,4
Селен	0,291	0,3	0,238	0,2	0,128	0,08

Таблица 188. Сравнительная характеристика мутности (мг/л) и абсолютных концентраций металлов в речной взвеси (мг/кг) в разные гидрологические периоды [711]

Компонент	Створ 1		Створ 2		Створ 4 (фон)	
	Весна	Лето	Весна	Лето	Весна	Лето
Медь	641	1587,6	98,5	773	92	180,4
Цинк	939,5	1637	371,5	1173,5	362	630,4
Хром	123	687,8	90,1	497,5	65,7	308
Никель	241,5	556,6	59,1	302,2	52,5	115,8
Кадмий	22,98	74,1	4,6	34,3	3,2	7,5
Свинец	1291,5	887,1	55,3	630,7	39,3	261,7
Ртуть	16,5	11,56	0,1	3,36	0,025	0,068
Мутность	65,4	53,4	120,1	28,0	53,1	24,15

На створе II (р. Пахра) количественные параметры распределения металлов в динамическом ряду наблюдений также обуславливаются процессами гидродинамического перемешивания, одна-

ко конечные результаты его для некоторых из них несколько иные, нежели в летнюю межень. Так, в весеннее время разбавление поступающих в реку стоков проявилось в более существенном снижении концентраций растворенных форм Cu, Cr, Ni, Cd и взвешенных форм Cu, Ni, Hg и Pb. Это, в частности, свидетельствует об их преимущественном поступлении в р. Пахру с водами руч. Черного. Уровни содержания растворенного цинка практически не изменились, что, видимо, связано с высокими содержаниями этого металла в р. Пахре выше руч. Черного (повышенные содержания цинка также типичны для верхнего горизонта почв г. Подольска и для лежалого снега даже в фоновых районах Московской области). Содержание взвешенного хрома на створе II несколько увеличилось по сравнению со створом I (следствие более высокой мутности речной воды). Следует отметить, что для многих металлов геохимические аномалии во взвешенных формах в весеннее время в существенной степени усиливались именно в результате увеличения мутности воды, нежели уровнями их содержания в самой взвеси.

Влияние весеннего половодья сказалось и на балансе форм нахождения тяжелых металлов в твердом взвешенном веществе (табл. 189). В частности, в фоновых условиях (створ IV) для никеля существенно уменьшилось относительное содержание сорбционно-карбонатных и увеличилась доля органических форм, а также форм, связанных со свежесоздаваемыми гидроксидами Fe и Mn. Для меди несколько снизилось относительное содержание органических форм и увеличилась доля кристаллических форм. В зоне влияния г. Подольска почти для всех металлов во взвеси наблюдается рост относительного количества сорбционно-карбонатных форм, а для Pb и Cu – существенное возрастание доли кристаллических форм.

Таблица 189. Баланс форм нахождения металлов во взвеси в зоне загрязнения (створ I) и в фоновых условиях (створ IV) в весеннее половодье, % [711]

Металл	Створ	Сорбционно-карбонатные	Органические	Оксидные	Кристаллические
Никель	I	50	13	21	16
	IV	15	35	22	28
Свинец	I	30	4	35	31
	IV	26	44	13	17
Медь	I	20	22	37	21
	IV	35	30	11	24

Примечание. Так называемый остаток (силикатные формы) в данном случае был распределен между другими фракциями пропорционально их выходу в конкретную вытяжку.

Таким образом, в условиях техногенного загрязнения поступление в реку талых вод приводит к заметным изменениям в распределения как валовых, так и парциальных концентраций многих химических элементов. Тем не менее уровень техногенного загрязнения речных вод по-прежнему достаточно высок и обусловлен поставкой сточных вод в реку и поступлением поверхностного (талого) стока с городских и промышленно-урбанизированных территорий. Интенсивность проявления техногенных геохимических аномалий тяжелых металлов во взвешенных формах контролируется не только их повышенными концентрациями во взвеси (осадочном материале), но и в существенной степени заметно увеличенной мутностью речных вод. Для многих тяжелых металлов и других химических веществ по-прежнему важными внешними факторами, обуславливающими их поведение в поверхностных водах, являются режим техногенной поставки и химический состав сбрасываемых в реку с общегородских и локальных очистных сооружений сточных вод.

3.6. Выводы

Формирование водного стока в техногенных ландшафтах определяется их гидрологическими особенностями, являющимися отражением специфики водного баланса территорий, в свою очередь обусловленной климатическими факторами, своеобразием условий формирования и ре-

жима поверхностного, грунтового и подземного стока, а также масштабами водопотребления и отведения различных сточных вод. Важнейшей особенностью таких районов является вовлечение во влагооборот на сравнительно небольших территориях значительных объемов воды, которая, после ее использования на хозяйственные нужды города, приобретает иные физико-химические свойства, содержит огромные массы осадочного материала и, как правило, сбрасывается в гидрографическую сеть. Техногенное поступление химических веществ и осадочного материала в поверхностные водотоки нередко существенно превышает природную поставку, характерную для данной ландшафтной зоны.

В городских ландшафтах и промышленно-урбанизированных районах существуют две группы источников загрязнения, определяющих основные способы поставки поллютантов в реки. Первую группу составляют точечные источники, осуществляющие сброс сточных вод в водотоки по системам канализации (канализационный сток). В большинстве городов и промышленно-урбанизированных районов основным источником являются общегородские очистные сооружения, принимающие бытовые и производственные сточные воды, которые после очистки сбрасываются в водные объекты (общегородской канализационный сток). Определенное количество сточных вод непосредственно поступает в водотоки с заводских локальных очистных сооружений (локальный канализационный сток). Вторая группа объединяет так называемые неточечные (площадные) источники загрязнения: сток с освоенных территории талых, дождевых и поливочных вод, внутрисочный сток и грунтовый сток (поверхностный сток с городских и промышленно-урбанизированных территорий). Качественные и количественные характеристики канализационного стока зависят от размеров города (численности населения), особенностей его промышленной инфраструктуры, используемых систем сбора, очистки и отведения образующихся в его пределах сточных вод. Качественные и количественные параметры поверхностного стока в существенной мере определяются гидрологическими особенностями города, его размерами, благоустроенностью, а также зависят от интенсивности поступления загрязняющих веществ на подстилающую поверхность и ее характеристик, в свою очередь обусловливаемых степенью очистки промышленных выбросов и существующими системами сбора промышленных и бытовых отходов, уборки городских территорий. В некоторых городах определенное значение имеют снеготаяние, разгрузка в водотоки загрязненных подземных вод и водный транспорт. Непосредственная поставка загрязняющих веществ в реки с атмосферными выпадениями незначительна, но она играет важную роль в формировании качественного состава поверхностного стока.

Современное сельскохозяйственное производство является источником поставки в поверхностные водотоки довольно обширной группы поллютантов, включающей различные химические элементы (тяжелые металлы, редкие и рассеянные элементы, микроэлементы) и их соединения, органические вещества, биогенные элементы, главные ионы. В общем случае качественный состав основных потоков загрязняющих веществ в агроландшафтах разнообразен. Наиболее важными с рассматриваемой точки зрения является массовое применение в агроландшафтах минеральных удобрений, особенно фосфорных. Воздействие животноводства и использование нестандартных агрохимикатов характеризуется выраженным локальным характером, но, как правило, проявляется в формировании в реках достаточно интенсивных по уровням содержания поллютантов зон загрязнения. В любом случае химические элементы, присутствующие в жидкой и твердой части таких потоков, в конечном счете поступают в водотоки и накапливаются в донных отложениях. К известной для агроландшафтов группе загрязняющих веществ (соединения азота и фосфора, пестициды, хлориды, натрий, марганец, медь, цинк, кадмий) следует добавить такие элементы, как серебро, ртуть, селен, мышьяк, олово, молибден, скандий.

Масштабы техногенного воздействия на водные системы в горнорудных районах настолько велики, что всецело определяют их геохимические особенности. В потенциале любое, особенно рудное, месторождение представляет собой комплексный источник загрязнения окружающей среды, что связано с присутствием повышенных концентраций широкой ассоциации химических элементов в добываемых и перерабатываемых рудах и в отходах производства, составляющих до 98% извлекаемой горной массы. Основными первичными источниками загрязняющих веществ являются руды и первичные ореолы, причем пространственные размеры последних и количество

(масса) заключенных в них химических элементов в большинстве случаев превышают параметры рудных тел, вокруг которых они образуются. В освоенных районах главным фактором преобразования природной среды являются техногенные процессы, проявляющиеся уже на стадиях поисков и разведки и интенсифицирующиеся при эксплуатации месторождений. Для техногенных миграционных цепей, где распространение поллютантов происходит при образовании отходов, стоков и выбросов, интенсивность загрязнения (степень экологической опасности) во многом определяется типом месторождения, его минералого-геохимическими особенностями, связана с принятой системой добычи, обогащения и переработки минерального сырья и во многом обусловлена объемами и составом извлекаемых горных пород и руд, качеством очистки сточных вод, промышленных выбросов, способами обработки и особенностями хранения твердых отходов, а также зависит от характеристик местных ландшафтов. На ранних стадиях освоения месторождения состав химического загрязнения в целом соответствует геохимической специализации территории. По мере увеличения степени освоения месторождения интенсивность техногенного воздействия увеличивается, а качественный состав загрязнения может резко меняться. Наиболее экологически опасными являются промышленно-генетические типы месторождений, разработка которых приводит к резкому увеличению мощности зоны гипергенеза и изменению условий миграции загрязняющих веществ. В образовании техногенных геохимических аномалий существенную роль играют пылевые выбросы в атмосферу, отвалы горных пород и хвостохранилища, определяющие состав поверхностного (талого и дождевого) стока с территории горнорудных районов. Формирующиеся в горнорудных районах зоны техногенного загрязнения отличаются чрезвычайно высокой устойчивостью; их негативное воздействие сказывается многие десятки лет после прекращения функционирования предприятий.

Техногенное воздействие обуславливает формирование своеобразной среды аллювиального осадконакопления. Поверхностные воды здесь отличаются повышенными содержаниями главных ионов и нарушением количественного природного соотношения между ними. Увеличение их содержаний приводит к увеличению минерализации поверхностных вод в освоенных районах. Повсеместно наблюдается переход наиболее распространенных и(или) типичных для данного природного региона вод со средней минерализацией в воды с повышенной и даже с высокой минерализацией (т. е. в солоноватые воды). Появляются очень редко встречающиеся в природе поверхностные гидрокарбонатные воды (часто с концентрацией гидрокарбонатов > 250 мг/л) с минерализацией > 1000 мг/л, а также воды с минерализацией > 10000 мг/л и содержанием $\text{HCO}_3^- < 10$ мг/л при значительном преобладании концентраций натрия и калия. В составе вод уже заметно доминируют натрий, сульфаты, хлориды. Еще более значительный рост содержаний (по сравнению с естественными условиями) наблюдается для соединений биогенных элементов. Изменение режима главных ионов сопровождается преобразованием исходного (зонального) химического состава речных вод, что обуславливает резко выраженную пространственную мозаичность геохимического облика водотоков («гидрохимическую пестроту»), когда в пределах относительно однородного в ландшафтно-геохимическом отношении сравнительно небольшого по площади участка водосборного бассейна возможно одновременное существование речных вод разного химического класса, вида и типа. Загрязненные речные воды отличаются высоким общим содержанием разнообразных органических веществ и высокой мутностью. Для зон техногенного загрязнения типично широкое развитие термофикации вод; характерна в основном слабощелочная среда, но залповые сбросы сточных вод, половодья и паводки могут сопровождаться заметными изменениями показателя pH. Важнейшей особенностью речных вод в зонах техногенного воздействия является значительное увеличение в них концентраций многих химических элементов (тяжелых металлов, микроэлементов, редких и рассеянных элементов). Для ряда элементов отмечается существенное (по сравнению с фоновыми условиями) возрастание количества (удельного и относительного) взвешенных форм миграции, что обусловлено как повышенной мутностью речных вод, так и (особенно) резким ростом удельных концентраций элементов в речной взвеси в зонах техногенного загрязнения. Для состава речных вод в зонах загрязнения характерна резкая неоднородность распределения содержаний элементов и их соединений, проявляющаяся как в пространственном, так и во временном (в интервалах наблюдения «часы-сутки-сезон») аспектах. Неоднородность распределе-

ния элементов проявляется также в динамичном (в пространственно-временном аспекте) характере соотношения их взвешенных и растворенных форм миграции, в варьировании относительной доли основных форм нахождения металлов в речной взвеси и в растворе речных вод. Это создает пространственно-временную физико-химическую пестроту (гидрохимическую мозаичность) речных вод и, соответственно, динамичный, изменчивый характер геохимических условий аллювиальной обстановки осадконакопления.

В летнюю межень в природных (фоновых) условиях взвешенные в речной воде вещества отличаются однородным распределением во времени, их поведение контролируется преимущественно гидрометеорологическими факторами, а средняя удельная концентрация взвеси соотносится с зональными показателями. Техногенная поставка взвешенных наносов характеризуется выраженным во времени дискретным характером и осуществляется в количествах, существенно превышающих их зональный модуль стока. Участие в седиментогенезе значительных масс осадочного материала, поступающего в реку со сточными водами, отражается на режиме стока взвешенных наносов и на процессах аллювиального осадконакопления. Особенности распределения взвешенных веществ в динамическом ряду наблюдений, проявляющиеся в высокой вариации их концентраций, определяются спецификой функционирования очистных сооружений, дискретным режимом поступления осадочного материала со сточными водами, кратностью разбавления последних речными водами, а также процессами ускоренной седиментации грубых частиц, обладающих высокой гидравлической крупностью. Техногенный осадочный материал, поступающий в малую реку со сточными водами, характеризуется специфическим петрохимическим составом, высокими концентрациями тяжелых металлов и других химических элементов, существенными количествами их геохимически подвижных форм нахождения и в существенной мере обуславливает формирование в реках техногенных илов. Поступающая в реки в составе сточных вод техногенная взвесь в существенной мере выводится из водного потока в результате гидравлического осаждения, особенно на ближних к источнику загрязнения участках речного русла. Геохимические условия аллювиальной среды техногенного осадконакопления благоприятны для развития процессов сорбции, коагуляции, соосаждения, что имеет значение для образования техногенных аллювиальных отложений (техногенных илов) и выведения химических элементов и их соединений из миграционного потока.

Весеннее половодье в техногенных условиях приводит к заметным изменениям в распределения как валовых, так и парциальных концентраций многих химических элементов. Тем не менее уровень техногенного загрязнения речных вод по-прежнему достаточно высок и обусловлен как сбросом сточных вод в реку, так и поступлением поверхностного (талого) стока с территории города и промышленных предприятий. Интенсивность проявления техногенных геохимических аномалий тяжелых металлов во взвешенных формах контролируется не только их повышенными концентрациями во взвеси, но и увеличенной мутностью речных вод. Для многих тяжелых металлов и других химических веществ по-прежнему важными внешними факторами, обуславливающими их поведение в водах реки, являются режим поставки и химический состав сбрасываемых в реку с общегородских сооружений очистки сточных вод.

4. Морфологические особенности и вещественный состав техногенных илов

Техногенные илы достаточно широко развиты в руслах многих (особенно малых и средних) рек хозяйственно освоенных районов. Они характеризуются своеобразным морфологическим обликом и активно участвуют в формировании русловых форм рельефа. Гранулометрические характеристики, минеральный состав и петрохимические особенности техногенных илов кардинально отличают их от типичного природного руслового аллювия. Своеобразие илов как новой разновидности современных аллювиальных отложений проявляется также в составе свойственного им органического вещества и в широком распространении в них искусственных частиц.

4.1. Особенности морфологии и строения техногенных илов

Техногенные илы представляют собой темно-серые или черные, иногда с прослоями пепельного цвета отложения, сверху мягкие (часто в виде своеобразной насыщенной суспензии), книзу более плотные, пластичные, с неприятным запахом (фекальным, химическим, иногда в нижних их слоях фиксируется слабый запах сероводорода), маслянистые, жирные на ощупь [669, 673, 676, 703, 724]. Нередко в толще техногенных илов встречаются прослои серого или черного песка. Илы пачкаются и при длительном контакте оказывают раздражающее воздействие на кожу рук и разъедающее действие на резину (перчатки, сапоги, лодку). Вертикальная мощность илов, развитых в ручьях, малых и средних реках, изменяется от первых сантиметров до 3–3,5 м. Особую разновидность илов представляют наилки (мощностью до 1–3 см), формирующиеся на прирусловых отмелях. В основной своей массе техногенные илы обладают липкостью и пластичностью, что свидетельствует о наличии значительных сил молекулярного притяжения между слагающими их частицами, обуславливающих, в свою очередь, связность и повышенную устойчивость отложений к размывающему действию водного потока, а также малую величину скорости фильтрации через их (особенно нижнюю) толщу. Как правило, илы при изъятии их трубчатым буром сохраняют свою структуру, а при высыхании – приданную им форму. Природа липкости и пластичности, способствующих увеличению связности основной массы илов, в существенной мере связана с присутствием в них коллоидных пленок, различных («техногенных») органических веществ (нефтепродуктов, синтетических масел, полициклических ароматических углеводородов и их производных, синтетических поверхностно-активных веществ и др.), жиров, азотистых соединений, а также волокнистых частиц. Взмучивание илов сопровождается газовыделением и появлением на водной поверхности ирризирующих, маслянистых пятен и пленок, а в стеклянной емкости с такой водой после ее отстаивания наблюдается эффект Тиндаля (опалесценция).

В местах своего максимального накопления техногенные илы, как правило, обладают определенной стратификацией. Верхний слой илов (~ 0–20 см) чаще всего представляет собой хлопьеобразную суспензию (можно сказать, насыщенный коллоидный раствор, гидрозоль), иногда жидкотекучую массу органоминерального состава, своеобразную смесь осевших из воды минеральных и органических взвешенно-коллоидных частиц, гидролизатов, оксидатов и т. д. Поскольку объем жидкости, приуроченной к этому слою часто превышает объем твердого материала, то подобное образование может быть названо коагелем. Формирование такого слоя приводит к тому, что поверхность раздела между водным потоком и собственно отложениями выражена недостаточно четко. Судя по всему, именно в этом слое активно идут процессы коагуляции и образования, например, аморфных гидроксидов металлов и комплексов (органика-минеральные частицы, органика-карбонаты-глинистые минералы и т. п.), в которых участвуют вновь осаждающееся вещество и влекомые наносы, относительно прочно захватываемые структурой коагеля. Здесь же, безусловно, активно протекают и процессы сорбции, что приводит к увеличению скорости окисления органического вещества. Так, есть сведения [527], что за счет сорбции скорость окисления органики в водоемах возрастает на 10–15%. Постоянное вхождение в данный слой транспортируемых потоком взвешенных частиц, в том числе в результате кольматации, снижает их кинетическую (седиментационную) устойчивость, приводит к развитию адгезии и самопроизвольному укрупнению частиц, осаждению даже очень тонких из них, и, как следствие, к дальнейшему агрегированию и связыванию накапливающихся в русле илистых отложений. В частности, согласно [369], присутствие в водном потоке тонкой взвеси (типичное явление для городских рек) обуславливает кольматацию дна русла, вследствие чего грунты приобретают связность и размываются только при очень больших скоростях течения. Кроме того, наличие в потоке мелкой взвеси уменьшает гидравлическое сопротивление и турбулизацию потока [99], что также повышает устойчивость образующихся техногенных илов к размыву. Поступлению частиц мелкой взвеси в верхний слой илов способствует и существование так называемого вязкого подслоя водного потока [54], в пределах которого скорости движения относительно малы, а размер частиц взвеси меньше толщины этого подслоя. Значение имеют и поверхностные когезионные силы, возникающие при сближении мелких оседающих частиц с более плотными нижними слоями илов и затрудняющие повторный

подъем твердых частиц. В следующем слое (~ 20 – ~ 60 см) илов вязкость их возрастает, пористость уменьшается, а твердое вещество уже преобладает над жидкостью. Тем не менее наличие в илах достаточного количества воды все еще мешает контакту их отдельных частиц. Здесь формируются илы со своеобразной ячеисто-хлопьевидной («кашеобразной») структурой и, как правило, вязкотекучей консистенцией. Еще ниже, в слое 60–70 – 100–120 см, следуют уже менее обводненные, более агрегированные и более плотные илы, преимущественно с липкопластичной консистенцией. В самых нижних слоях (110–120 – 300–350 см) во многом из-за гравитационного уплотнения и потери свободной, рыхлосвязанной и отчасти коллоидно-связанной воды и снижения содержания органических веществ пористость отложений заметно уменьшается; происходит перегруппировка частиц структуры илов и увеличение числа контактов между твердыми частицами, которые способны соединяться в более крупные агрегаты, в результате чего отложения становятся более плотными, приобретают вязкопластичную консистенцию. Твердая фаза илов уже заметно преобладает над жидкой. Не исключено, что прогрессирующее гравитационное уплотнение илов приводит к иммобилизации части свободной воды, переходящей в коллоидно-связанную воду.

Масштабы распространения техногенных илов в реках промышленно-урбанизированных районов значительны. Так, в реках Центральной России в природных (естественных) условиях

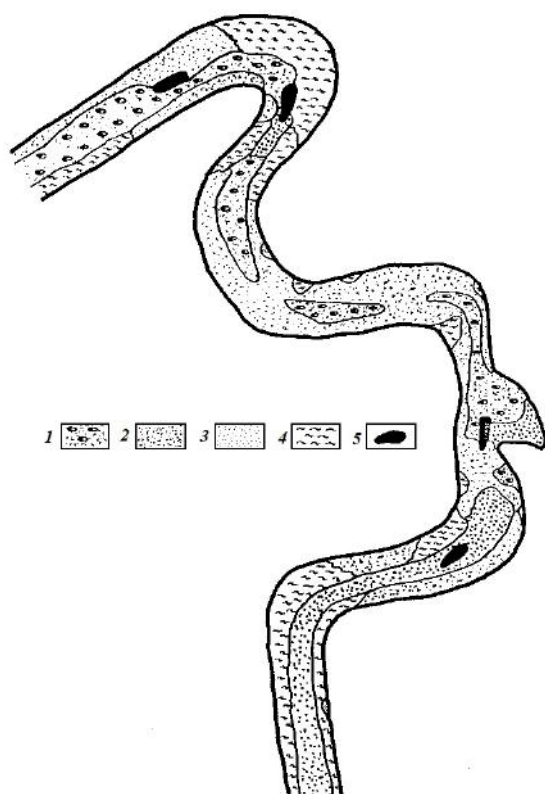


Рис. 41. Литологическая схема русла р. Пахры, 9 км ниже г. Подольска [724].

- 1 – гравийно-галечные отложения с песчаным заполнителем;
2 – крупнозернистые пески; 3 – тонкие илистые пески;
4 – техногенный ил; 5 – острова.

преобладают песчаные наносы [478, 489, 701]. Например, русла многих рек Московской области около 60 лет назад были в основном выстланы песчаными отложения – разновидностями песков (чаще всего среднезернистых) с включениями более крупного материала и присутствием незначительных количеств глинистых частиц и органического вещества [2, 478]. Это является следствием преимущественно механического накопления осадочного материала, что обуславливает формирование, по В.А. Кузнецову [285], литогенной фации руслового аллювия. В настоящее время в зонах влияния городов, промышленных и сельскохозяйственных объектов на значительных участках рек развиты техногенные илы и близкие к ним по морфологии отложения. Они широко распространены в р. Москве и ее притоках в пределах г. Москвы и ниже, в р. Пахре и ее притоках (особенно в зонах влияния гг. Троицка, Апрелевки, Подольска, Щербинки, Домодедово, п. Львовского и др.) (рис. 41), в р. Клязьме и ее притоках (особенно в районе гг. Щелково, Ногинска, Электростали и др.), а также в руслах других рек и ручьев, являющихся приемниками и коллекторами сточных вод и поверхностного стока с освоенных территорий [669, 702, 724, 725].

Интенсивность поступления в реки техногенного осадочного материала может быть настолько существенной, что илы формируются даже в пределах динамичных участков сброса городских сточных вод в реки (рис. 42).

В Мордовии в пределах участков речной сети, расположенных вне зон прямого техногенного воздействия, русла рек также сложены преимущественно песчаными наносами. Например, русловые отложения, развитые в верховьях р. Инсар, представлены крупно- и среднезернистыми песками с обилием гравия, гальки, иногда дресвы и щебня и с незначительной примесью глинистых частиц [686, 689, 698, 703, 744, 780]. В зонах влияния городов и поселков в водотоках широко рас-

пространены техногенные илы. Так, они выстилают значительную часть русла Инсара и его притоков (р. Лепелейка, руч. Никитинский, р. Саранка и др.), дренирующих территорию г. Саранска и его окрестности. В пределах городской части гидросети вертикальная мощность илов изменяется от 0,2–0,3 до 1–1,2 м, причем максимальные значения характерны для участков русла Инсара, расположенных ниже впадения в него р. Лепелейки и руч. Никитинского.

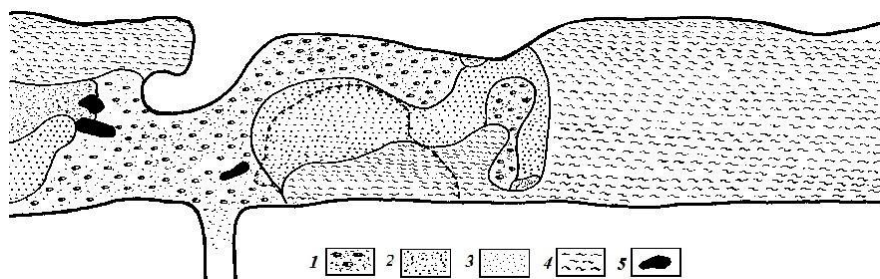


Рис. 42. Литологическая схема русла р. Пахры в месте впадения руч. Черного, по которому осуществляется сброс сточных вод г. Подольска (условные обозначения – см. рис. 41) [724].

вые части речного русла, как правило, высланы разнородным песком с галькой, щебнем, гравием, дрсвой, но с обилием частиц ила, играющих роль своеобразного наполнителя в основной толще отложений. Скопления техногенных илов (до 1,2–1,5 м) в форме относительно крупных линз и грядоподобных образований прослеживаются до устья р. Инсар; илы образуют прибрежные отмели (типа побочней), небольшие осередки, активно накапливаются в затонинах и плесовых ложинах, на низкой пойме, особенно при развитии в ее пределах зарослей, образуемых как макрофитами, так и наземными растениями. Иногда илы слоем до 2–3 см перекрывают морфологически

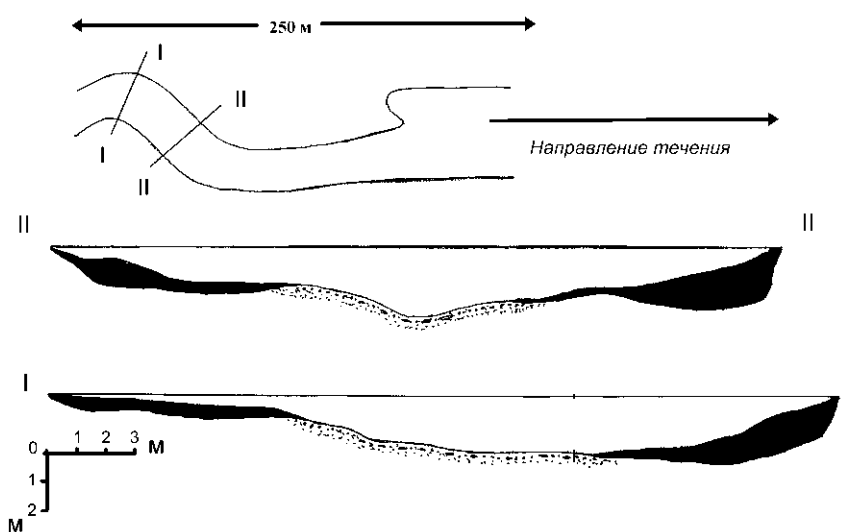


Рис. 43. Поперечный профиль через русло Инсара ниже г. Саранска, сплошным темным цветом показано расположение техногенных илов; прочее – песчано-гравийные отложения с включениями частиц техногенного ила [703].

Ниже сброса сточных вод с очистных сооружения г. Саранска илы практически полностью слагают русло Инсара, а их мощность на отдельных участках достигает 2–3,5 м. Обычно максимальные скопления техногенных илов наблюдаются у берегов (рис. 43); стрежне-

хорошо выраженные прибрежные песчаные отмели. В устье Инсара они образуют прирусловые отмели, а также конус выноса, где их вертикальная мощность достигает 1–1,2 м. Расчеты показывают, что объем техногенных илов в русле Инсара составляет ~ 0,8–0,9 млн. м³.

Илы развиты (на отмелях, вдоль берегов, в затонинах, в зарослях макрофитов) и в русле Алатыря, в который впадает Инсар; накопление илов в Алатыре идет даже в 50–70 км ниже устья Инсара (в

районе г. Ардатова) (рис. 44). Здесь они прослеживаются в виде линозообразных скоплений мощностью до 0,8–1,2 м у берегов, выстилают значительные части русла (слоем до 20–30 см) или прибрежные отмели, встречаются в пределах стрежневых участков русла, являются наполнителем в песчано-гравийных отложениях. Даже в более крупном водотоке (в р. Суре) на значительном удалении (~ 150 км) от г. Пензы илы (вернее, их переотложенные и модифицированные русловыми и физико-химическими процессами разновидности) достаточно четко локализуются в русле, как правило, вблизи берегов, а также отмечаются на прирусловых отмелях (рис. 45).

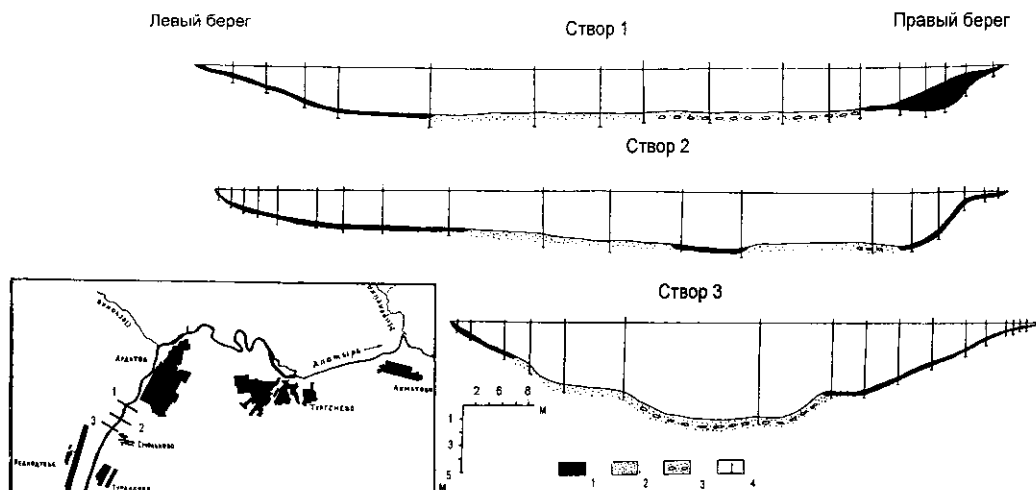


Рис. 44. Поперечные профили через русло реки Алатырь в районе г. Ардатова.
1 – техногенные илы и наилки, часто опесчаненные; 2 – песок мелкозернистый;
3 – песок разнотернистый с гравием и галькой; 4 – вертикали опробования.

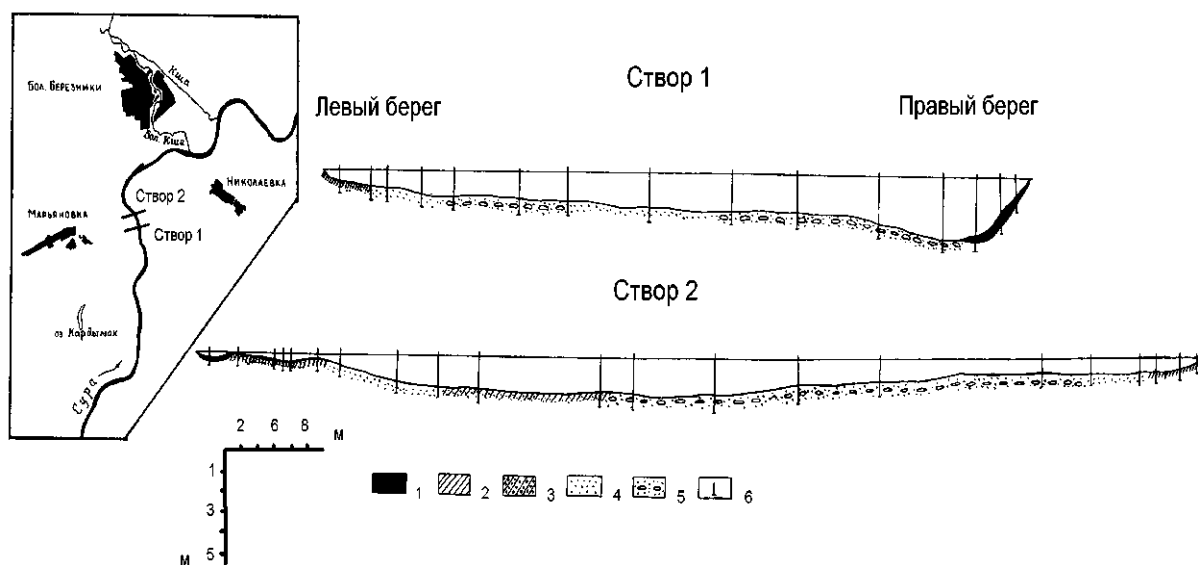


Рис. 45. Поперечные профили через русло реки Суры в районе пос. Бол. Березняки.
1 – техногенные илы; 2 – наилок; 3 – песок илистый; 4 – песок мелкозернистый;
5 – песок разнотернистый с гравием и галькой; 6 – вертикали опробования.

С рассматриваемых позиций особый интерес представляет материал, полученный на р. Нуре в зоне влияния г. Темиртау, где техногенные илы отличаются особенно масштабным распространением в русле и долине реки и в значительной степени определяют сложившуюся здесь экстремальную экологическую ситуацию, обусловленную интенсивным загрязнением окружающей среды ртутью, главным концентратом и основным носителем которой и являются илы [673, 676, 720, 725, 726].

Фоновые участки русла р. Нуры выстланы типичным русловым аллювиом, представляющим собой разновидности песков в основном кварцевого состава. В пределах и ниже г. Темиртау (ниже плотины Самаркандского водохранилища) русло реки в значительной степени, особенно на первых 25–30 км, сложено техногенными илами, вертикальная мощность которых колеблется от 0,5–1 м до 3–3,5 м (рис. 46–50).

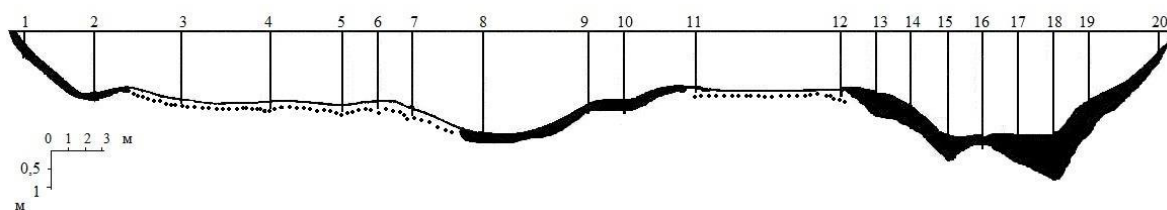


Рис. 46. Поперечный профиль через русло р. Нуры выше Главной канавы стоков; съемка 1986 г. (здесь и далее на рис. 47–50 сплошным темным цветом показаны техногенные илы; прочее – русловые пески и песчано-гравийная масса с частицами ила; арабскими цифрами – вертикали основного опробования) [673].

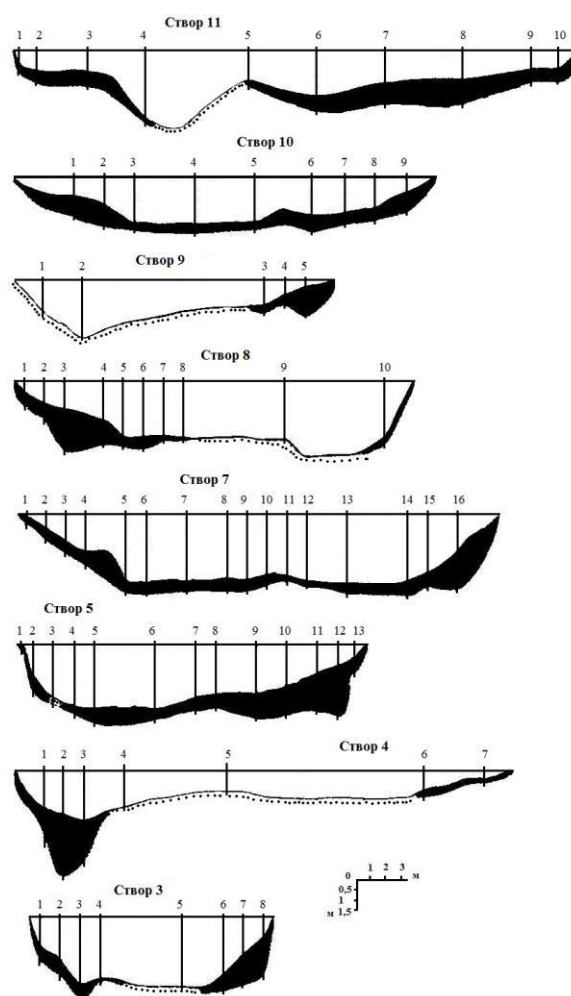


Рис. 47. Поперечные профили через русло р. Нуры (расположение створов ниже Главной канавы стоков, км: 3 – 1,1; 4 – 1,4; 5 – 2,6; 7 – 3,2; 8 – 4,4; 9 – 5,4; 10 – 7,1; 11 – 9) [673].

По мере удаления от города техногенные илы встречаются в виде скоплений вблизи берегов, на отмелях, в затонах и затонинах, в протоках. Свободные от ила участки русла выстланы песчано-гравийно-галечным материалом и разнородными песками, в которых присутствуют частицы ила. Иногда илы образуют значительные скопления даже на удалении от города в 80–100 км, полностью перекрывая слоем мощностью 40–50 см русло реки, например, в протоках, функционирующих в периоды половодий и паводков. По расчетам, на участке р. Нуры (протяженностью 100 км) ниже г. Темиртау объем техногенных илов составляет около 1,3 млн. м³, из этого количества примерно 340 тыс. м³ приходится на первые 9–10 км русла.

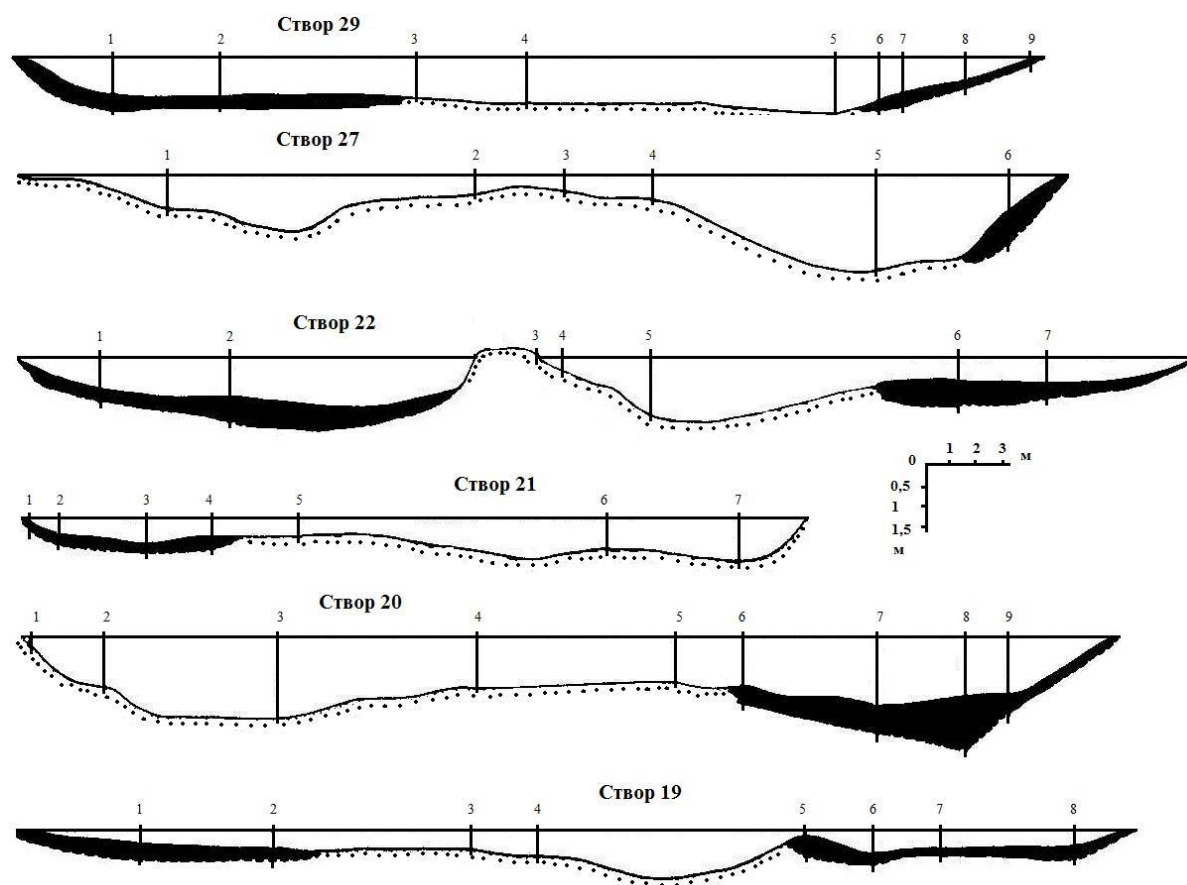


Рис. 48. Поперечные профили через русло р. Нуры (расположение створов ниже Главной канавы стоков, км: 19 – 39,4; 20 – 44,5; 21 – 48,2; 22 – 51,2; 27 – 61,5; 29 – 72,5) [673].

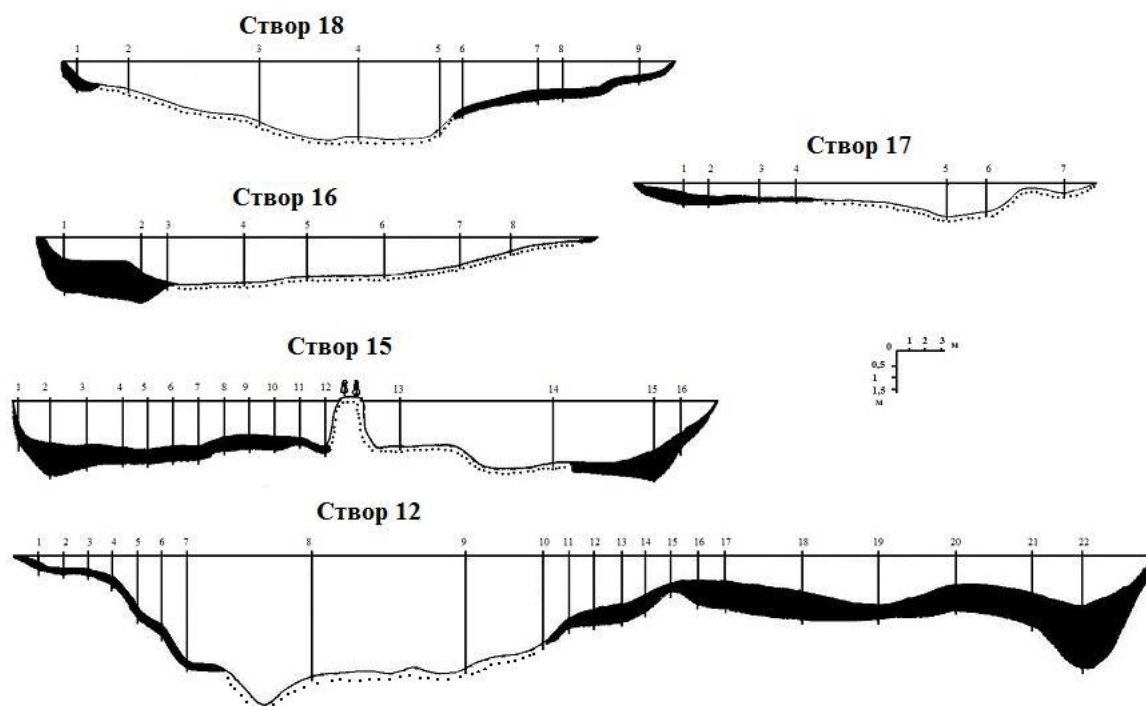


Рис. 49. Поперечные профили через русло р. Нуры (расположение створов ниже Главной канавы стоков, км: 12 – 12,5; 15 – 20,6; 16 – 23,8; 17 – 28,8; 18 – 31,9) [673].

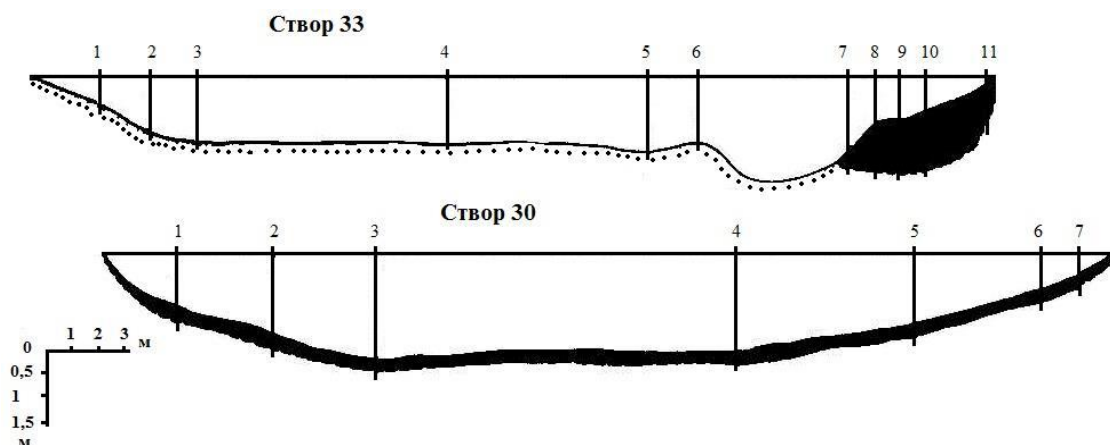


Рис. 50. Поперечные профили через русло р. Нуры
(расположение створов ниже Главной канавы стоков, км: 30 – 90,5; 33 – 105,5) [673].

Следует отметить, что в связи с уменьшением водности Нуры (из-за снижения подачи воды по каналу Джезказган-Караганда в середине 1990-х гг.) уровень воды в ней резко понизился и уменьшились морфометрические характеристики русла. Это привело к тому, что значительная часть техногенных илов, основная масса которых аккумулировалась у берегов, оказалась на дневной поверхности. Максимальные мощности (по вертикали) и наибольшие объемы таких отложений (назовем их прирусловыми техногенными илами) встречаются на удалении (по латерали) от современного уреза воды в 1–3 м, в основном в пределах низкой пойменной террасы, которая несколько лет назад являлась частью русла. Тем не менее по-прежнему заметная часть русла Нуры на участке ниже г. Темиртау выстлана техногенными илами (рис. 51, 52). Определенную разновидность указанных илов составляют техногенные отложения, развитые в бортах и понижениях надпойменной террасы, в затонах и затонинах, на островах и прирусловых отмелях, а также в старицах, в которые техногенный материал поступает во время паводков.

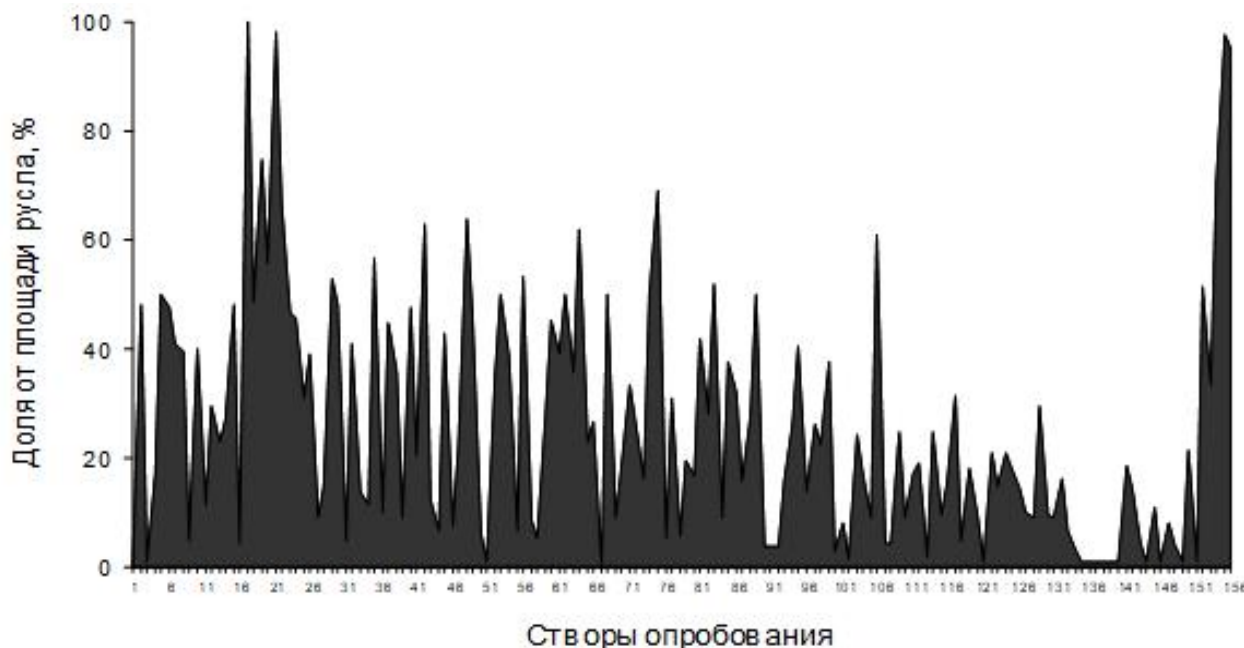


Рис. 51. Распределение техногенных илов по площади русла р. Нуры
(створ 1 – окраина г. Темиртау; шаг опробования: створы № 2–100 – через 250 м; далее – через 1 км; протяженность изученного участка русла – около 80 км; съемка 1997 г.) [726].



Рис. 52. Средняя мощность техногенных илов в русле р. Нуры (створ 1 – окраина г. Темиртау; шаг опробования: створы № 2–100 – через 250 м; далее – через 1 км; протяженность изученного участка русла – около

Поступление в реки значительных объемов техногенного осадочного материала и накопление в русле техногенных илов существенно сказываются на развитии русловых процессов. Это связано не только с формированием различных, часто своеобразных русловых аккумулятивных форм, но и с нарушением естественного хода русловых процессов. Так, в силу особенностей своих физико-химических свойств, определяющих их повышенную сопротивляемость размыву, илы способны накапливаться даже в зонах ускоренного течения, что, в частности, иллюстрируется рис. 43 и 45, из которых следует, что илы аккумулируются не только в вершинах излучины у выпуклого берега (зона замедленного течения), что типично для подобных русел (см., например, [336]), но и у вогнутого берега, т. е. в зоне ускоренного течения, практически полностью заполняя плесовую ложину своими мощными (до 1,5–2 м по вертикали) линзообразными скоплениями. В формировании подобных скоплений илов важную роль играют как специфика трансформации скоростного поля водного потока при его выходе в пределы относительно прямолинейного участка русла, так и развитие зарослей макрофитов вдоль вогнутого берега. Последнее явление, как известно, способствует гидравлическому осаждению взвеси, что обусловлено резким снижением скорости течения в растительном слое по сравнению со скоростью потока над растительностью [54]. Это вызвано тем, что в придонном слое на водный поток оказывают влияние сопротивление растительности и трение по дну, поэтому, видимо, сначала происходит осаждение более грубых частиц наносов, что создает своеобразную основу для последующего более активного накопления илистого материала, обладающего связующими и сорбционными свойствами и отличающегося устойчивостью к эрозионному воздействию водного потока. Значение имеет и отмирание макрофитов, несущих на себе эпифитовзвесь, и их осаждение на дно, что также способствует формированию и закреплению аккумулятивных образований [690, 706, 730].

А.Ю. Опекуновым установлено наличие значительных скоплений (мощностью 0,5–1,5 м и более) техногенных илов в р. Преголя (Калининградская обл.), в реках и каналах г. С.-Петербурга (Екатерингофка, Охта, Мойка, Обводной канал), в руслах р. Малая Сестра (Ленинградская обл.) и р. Варяжи (Новгородская обл.). В основном это отложения черного и темно-серого цвета, полужидкой (в верхних слоях) и творожистой консистенции, для которых характерно активное газовыделение, присутствие нефтепродуктов и включения искусственных частиц [406, 407]. Работами сотрудников МОМГЭ ИМГРЭ, выполненных в 1980-х гг. в пределах г. Москвы, техногенные илы и близкие им разновидности отложений широко распространены в р. Москве и многих ее притоках (Нищенке, Хапиловке, Яузе и др.).

Таким образом, в реках промышленно-урбанизированных территорий формируется особый вид речных отложений – техногенные илы, которые по своему морфологическому облику и физическим свойствам отличаются от фонового руслового аллювия. Важнейшими свойствами илов, обладающих в местах наибольшего накопления определенной стратификацией, обусловленной условиями их накопления и вторичными преобразованиями, являются темно-серый или черный цвет, специфический (химический, фекальный, иногда сероводородный) запах, преимущественно

вязкотекучая или мягкопластичная консистенция, высокие содержания тонких частиц и органического вещества. Указанные свойства относительно стабильны как в толще илов, мощность которых изменяется от 0,2–0,5 до 2–3,5 м, так и на значительной протяженности (многие десятки километров) русла. Интенсивное накопление техногенных илов нередко предопределяется благоприятными геоморфологическими условиями (общее расширение речной долины, формирование широкопойменного русла, наличие многочисленных меандр, выполаживание продольного профиля русла), развитием зарослей макрофитов и невысокой скоростью течения в меженные периоды. Определенную роль играют гидротехнические сооружения (плотины, мостовые переходы и т. п.). В общем случае поступление в реки значительных объемов техногенного осадочного материала и последующее накопление в русле техногенных илов существенно изменяют режим наносов, условия аллювиального седиментогенеза и сказываются на развитии русловых процессов.

4.2. Гранулометрическая характеристика техногенных илов

Гранулометрический состав является важной характеристикой аллювиальных отложений, поскольку влияет на их физические и химические свойства, минералогические и геохимические особенности. Интенсивность накопления и особенности распределения многих поллютантов в речных отложениях и руслообразующая значимость последних в существенной мере зависят от размера слагающих их частиц [811]. Все это определяет необходимость изучения гранулометрического состава речных отложений, формирующихся в зонах техногенного загрязнения. Рассмотрим важнейшие характеристики гранулометрического состава фонового аллювия и техногенных илов, развитых в руслах Пахры (Московская область) [697, 724, 725, 729, 755, 759, 793], Инсара и Алатыря (Мордовия) [697, 703, 732, 744, 765], Нуры (Центральный Казахстан) [673, 676, 726].

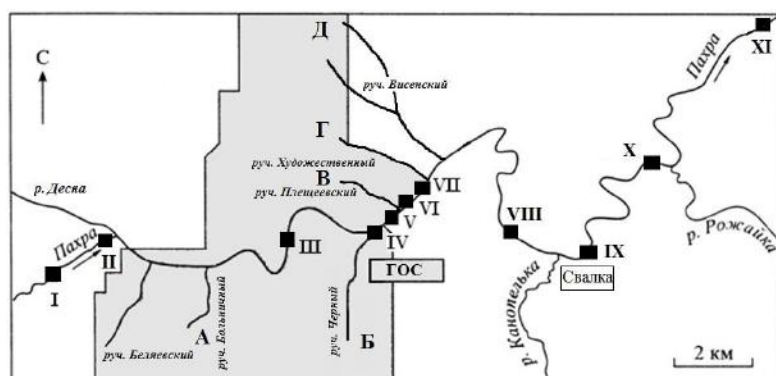


Рис. 53. Схема отбора проб на р. Пахре в районе г. Подольска. А–Д – основные промзоны; ГОС – городские очистные сооружения; Свалка – Щербинская свалка отходов; I–XI – опорные участки отбора проб отложений: на гранулометрический анализ (I–IV, VII–IX, XI), групповой состав органического вещества (II, III, V–VIII, X), формы нахождения металлов в донных отложениях и пробы иловых вод (I, IV, V, VII, VIII, XI).

На р. Пахре отбор проб русловых отложений (слой 0–20 см) осуществлялся на восьми участках (рис. 53): в 1 и 2 км выше г. Подольска (местный фон), в центре города, в устье руч. Черного, в 2, 9, 12 (створ Щербинской свалки) и 25 км ниже руч. Черного. Пробы осадков сточных вод (ОСВ), образующихся на городских очистных сооружениях (ГОС) в ходе очистки сточных вод г. Подольска и являющихся, как было отмечено выше, своеобразным геохимическим аналогом техногенных илов, отбирались из иловых карт (слой 10–50 см), расположенных на правом коренном берегу реки в районе устья руч. Черного. Всего отобрано пять проб ОСВ (из пяти иловых карт), из которых была сформирована усредненная проба.

Гранулометрический спектр фонового руслового аллювия р. Пахры характеризуется следующими показателями: доля фракции мелкого песка составляет 43,1–47,2%, среднего песка – 28,8–29,8%, крупного алеврита – 18,7–23,2%, глинистых частиц очень мало (0,4–0,6%), количество физической глины (фракции < 0,01 мм) также невелико (0,9–1,3%) (табл. 190, 191). Характерно, что в моренных отложениях и покровных суглинках Московской области, играющих в этом регионе важную роль в питании рек природным осадочным материалом, породообразующими являются мелко- и тонкозернистые пески и алевриты. Например, в моренных отложениях, развитых в пределах Смоленско-Московской и Теплостанской возвышенностей и Москворецко-Окской равнины,

доминирует фракция 0,25–0,05 мм (34–53%) [442]. Таким образом, гранулометрический спектр фонового аллювия в существенной мере определяется составом размываемых пород и отражает естественную дифференциацию осадочного материала русловыми процессами.

Таблица 190. Гранулометрический состав русловых отложений р. Пахры и ОСВ г. Подольска, %

Место отбора проб (участок, см. рис. 53)	Размер фракций, мм						
	> 1 (1)	1-0,25 (2)	0,25-0,10 (3)	0,10-0,01 (4)	0,01-0,005 (5)	<0,005 (6)	<0,01 (7)
<i>Типичный русловой аллювий (местный фон)</i>							
Выше города (I)	4	28,8	47,2	18,7	0,7	0,6	1,3
Выше города (II)	3	29,8	43,1	23,2	0,5	0,4	0,9
<i>Техногенные илы (зона загрязнения)</i>							
Центр города (III)	1,5	28,5	32,5	30,2	4,9	2,4	7,3
Устье руч. Черного (IV)	1,4	17,6	36,3	38,3	4,9	1,5	6,4
2 км ниже ручья (VII)	0,8	6,7	31,3	45,1	8,7	7,4	16,1
9 км ниже ручья (VIII)	0,5	28,3	30,2	28,8	7,6	4,6	12,2
12 км ниже ручья (IX)	0,4	17,1	28,3	43,1	6,8	4,3	11,1
25 км ниже ручья (XI)	1,5	15,2	38,2	39,2	3,1	2,8	5,9
<i>Осадки сточных вод</i>							
ГОС г. Подольска	1,7	16,8	8,1	56,7	5,5	11,2	16,7

Примечание. (1) – крупный песок; (2) – средний песок; (3) – мелкий песок; (4) – крупный алеврит; (5) – мелкий алеврит; (6) – глина; (7) – физическая глина.

Таблица 191. Гранулометрические показатели русловых отложений р. Пахры и ОСВ г. Подольска

Место отбора проб	Q_{50}	Md	S_o	S_k	$K_{ГЛ}$
<i>Русловые отложения, р. Пахра</i>					
Выше города	0,101	0,33	3,8	1,63	0,01
Центр города	0,075	0,14	8,5	0,95	0,08
Устье руч. Черного	0,062	0,21	5,2	0,86	0,07
2 км ниже ручья	0,031	0,13	6,1	0,88	0,19
9 км ниже ручья	0,069	0,24	9,5	0,79	0,14
12 км ниже ручья	0,043	0,18	5,4	0,86	0,13
25 км ниже ручья	0,058	0,20	4,0	0,62	0,06
<i>Осадки сточных вод</i>					
ГОС г. Подольска	0,080	0,17	2,3	1,16	0,20

Примечание. Q_{50} – медианный диаметр, мм; Md – средний арифметический диаметр, мм; S_o – коэффициент сортировки частиц; S_k – коэффициент асимметрии; $K_{ГЛ}$ – коэффициент глинистости (отношение содержания физической глины к количеству остальных фракций).

В русловых отложениях, развитых на участке р. Пахры в пределах центральной части г. Подольска, происходит заметное (по сравнению с местным фоном) увеличение доли крупного и мелкого алеврита и глины. Последнее, безусловно, является следствием поступления твердого материала со стоками предприятий центральной промзоны города. Например, согласно [179], в шламах промышленных стоков преобладают (> 90%) частицы размером 0,1–0,01 мм, что позволяет предположить их значительное присутствие в составе взвеси сбрасываемых производственных сточных вод. В устье руч. Черного формирование русловых отложений в существенной мере обусловлено гидравлическим осаждением поступающего техногенного осадочного материала, что связано с изменением скоростных характеристик потока сточных вод вследствие подпора его речными водами. В гранулометрическом спектре ОСВ доминирует фракция крупного алеврита (0,10–0,01 мм), поэтому, судя по всему, в составе техногенной взвеси ее содержание также велико, что находит отражение в гранулометрическом составе русловых отложений устьевой зоны руч. Черного, отличающихся высокими содержаниями данной фракции. Показательно, что доля частиц, отвечающих размерности физической глины (< 0,01 мм), здесь также достаточно велика. На участке р. Пахры ниже устья руч. Черного прослеживается зона активного накопления техногенных илов, отличающихся снижением доли крупного песка (до 6,7% против 17,6–28,5% на предыдущих участках) и заметным увеличением количества алевритовых и глинистых частиц. По данным [35], в составе взвеси сточных вод промышленного города, сбрасываемых в водотоки, преобладают (до

87%) частицы размером больше 0,03 мм, а по данным [584], в ОСВ, образующихся на городских очистных сооружениях, доминируют (65–90%) частицы размером менее 0,15 мм. ОСВ г. Подольска также отличаются высоким содержанием глинистых ($< 0,005$ мм) и особенно мелкоалевритовых (0,10–0,01 мм) частиц. Все это, безусловно, и определяет повышенное содержание алевритовой и глинистой фракций в формирующихся на этом участке речного русла илах. Заметное увеличение доли крупного песка в русловых отложениях на следующем участке Пахры, судя по всему, во многом обусловлено геоморфологическими факторами, способствующими осаждению более грубых фракций переносимого водным потоком осадочного материала (расширение долины реки, выполаживание продольного профиля русла, наличие меандр и островов). Левобережные ручьи, впадающие в Пахру в пределах рассматриваемого участка, дренируют территории, где осуществляются строительные работы и функционируют предприятия по производству стройматериалов, что определяет поступление в реку более крупного по размеру осадочного материала. Тем не менее техногенные илы, развитые на этом участке речного русла, сохраняют свое гранулометрическое своеобразие, отличаясь от фоновой аллювии более высокими содержаниями

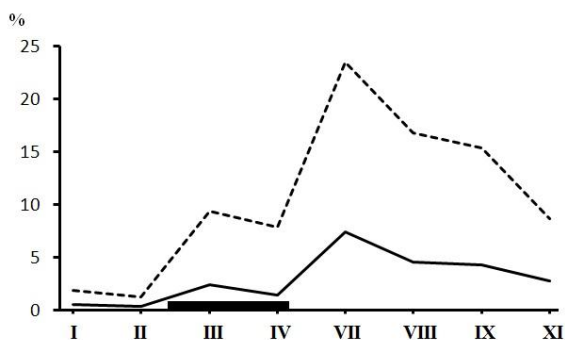


Рис. 54. Распределение физической глины (пунктир) и фракции глины (сплошная линия) в русловых отложениях р. Пахры в зоне влияния г. Подольска. I–XI – участки отбора проб русловых отложений; темным прямоугольником показана промышленно-урбанизированная территория.

своеобразие, отличаясь от фоновой аллювии более высокими содержаниями мелкого алеврита и глины. В зоне влияния Щербинской свалки гранулометрический состав техногенных илов меняется в основном за счет снижения доли крупного песка и заметного увеличения содержания мелкого алеврита, что, судя по всему, является следствием выноса мелкозема с территории свалки и интенсивной аккумуляции осадочного материала, поступающего с очистных сооружений Подольска. В конце изученного отрезка Пахры в русловых отложениях закономерно наблюдается уменьшение количества тонких частиц и увеличение доли мелкого песка (доминирующего в фоновой аллювии), что обусловлено процессами пе-

реотложения техногенных отложений и их разубоживанием природным осадочным материалом. В

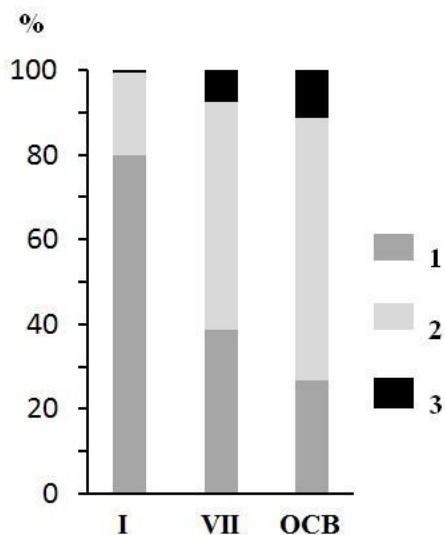


Рис. 55. Соотношение основных гранулометрических фракций в фоновом аллювии (участок I), техногенных илах (участок VII) и осадках сточных вод (ОСВ): 1 – песок; 2 – алеврит; 3 – глина.

то же время содержание физической глины в развитых здесь илах существенно выше, нежели в фоновой аллювии, что подчеркивает их литологическое своеобразие. Пространственное распределение тонких частиц (особенно физической глины) в русловых отложениях надежно фиксирует зону воздействия города на водоток (рис. 54). По соотношению (структуре) песка, алеврита и глины техногенные илы, резко отличаясь от фоновой аллювии, близки к ОСВ г. Подольска, что свидетельствует о ведущей роли поступающего со сточными водами осадочного материала в их формировании (рис. 55).

Отмеченные различия в составе фоновой аллювии и техногенных илов, а также пространственная трансформация гранулометрического спектра последних, хорошо иллюстрируются значениями гранулометрических показателей. Например, средний (медианный) диаметр Q_{50} фоновой аллювии р. Пахры превышает 0,1 мм, тогда как аналогичный показатель для техногенных илов изменяется в пределах 0,031–0,075 мм. Характерно, что средний (медианный) диаметр

аллювия рек Смоленско-Московской возвышенности в среднем составляет 0,43 мм, что отражает неоднородность и плохую сортировку моренных отложений, играющих важную роль в формировании аллювиальных отложений [555]; медианный диаметр руслового аллювия р. Оки, представленного среднезернистыми песками, находится в пределах 0,33–0,46 мм [303]. Средний арифметический диаметр Md фонового аллювия р. Пахры составляет 0,32–0,33 мм, тогда как для техногенных илов его значения составляют 0,13–0,24 мм. Илы отличаются от фонового аллювия более высокими значениями коэффициента глинистости. Толкование величины S_o (коэффициента сортировки частиц), как известно, допускает некоторую условность [38, 559]. По П.Д. Траску, отложения считаются хорошо отсортированными при $S_o < 2,5$ и плохо – при $S_o > 4,5$ [38]. В нашем случае фоновый аллювий характеризуется средней сортировкой, а илы отличаются плохой сортировкой.

В соответствии с классификациями осадочных образований [559], в основу которых положены значения медианного диаметра (по Н.М. Страхову) и относительное содержание физической глины (по М.В. Кленовой), фоновый аллювий р. Пахры представляет собой типичный песок, тогда как техногенный ил – это песчанистый ил или мелкоалевритовый (реже крупноалевритовый) ил. В общем случае можно считать, что фоновый аллювий – это преимущественно разномерные неплохо отсортированные пески, характеризующиеся как несвязанные грунты (Q_{50} существенно больше 0,05 мм); техногенные илы – это плохо сортированные песчанистые или алевритовые илы, представляющие собой связанные грунты (Q_{50} в ряде случаев не превышает 0,05 мм, а если и превышает, то незначительно). Повышенная связанность илов, обусловленная высокими содержаниями в них тонких частиц (прежде всего, физической глины) и органического вещества, значительно затрудняет размыв этих отложений, что определяет участие подобных отложений в формировании относительно устойчивых форм руслового рельефа [54, 333, 336, 369, 627].

Таким образом, фоновые участки русла р. Пахры сложены разномерными относительно неплохо отсортированными песками, представляющими собой несвязанные грунты, гранулометрический состав которых отражает естественную дифференциацию осадочного материала, поступающего с водосборной территории, русловыми процессами. В фоновом аллювии, средний (медианный) размер частиц которого составляет ~ 0,1 мм, доминируют фракции мелкого (43,1–47,2%) и среднего (28,8–29,8%) песка, доля глинистых частиц изменяется в пределах 0,4–0,6%, физической глины – 0,9–1,3%. В зоне влияния Подольска, где в седиментогенезе участвуют значительные массы техногенного осадочного материала, поступающего со сточными водами и поверхностным стоком с освоенных территорий, в русле Пахры развиты плохо отсортированные песчанистые, мелкоалевритовые и крупноалевритовые илы, представляющие собой связанные грунты, в гранулометрическом спектре которых преобладает фракция алеврита (35,1–53,8%), доля глинистых частиц составляет 1,5–7,4%, физической глины – 5,9–16,1%. Медианный размер частиц, составляющих техногенные илы, изменяется в пределах 0,031–0,075 мм. Важной особенностью состава илов является существенное (на порядок) увеличение количества частиц, отвечающих размерности физической глины (< 0,01 мм), что во многом определяет важнейшие физические и адсорбционно-десорбционные свойства илов (пластичность, липкость, связность, способность удерживать влагу и химические вещества).

В пределах Республики Мордовия отбор проб фонового руслового аллювия (слой 0–20 см) осуществлялся в верховьях Инсара, где отсутствуют прямые источники техногенного загрязнения. Техногенные илы (для анализа использовался их слой 20–60 см) опробовались в пределах и ниже г. Саранска на следующих участках опробования (рис. 56): р. Инсар – участок I – ниже р. Лепелейки (принят за нулевую отметку, далее указаны расстояния от него); II – центр Саранска (8 км); III – ниже ручья Никитинского (11 км); IV – выше ГОС (17 км); V – 0,2 км ниже ГОС (19,5 км), VI – 24 км (рис. 56); X – 62 км, а также участок XII – р. Алатырь, краевая часть зоны техногенного осадконакопления (~ 70 км ниже устья Инсара). Поступление в гидросеть специфического осадочного материала обуславливает тот факт, что формирующиеся в русле Инсара и Алатыря техногенные илы характеризуются своеобразным гранулометрическим составом (табл. 192). Так, если в фоновом аллювии преобладают фракции песка (особенно размером 0,5–0,25 мм), доля алевритовых и глинистых частиц невелика (5,3 и 1,8% соответственно), количество физической глины со-

ставляет в среднем 3,5%, то в техногенных илах содержание алевритовых частиц достигает 30–50%, глинистой фракции – 10–25%, физической глины – 11–32%.

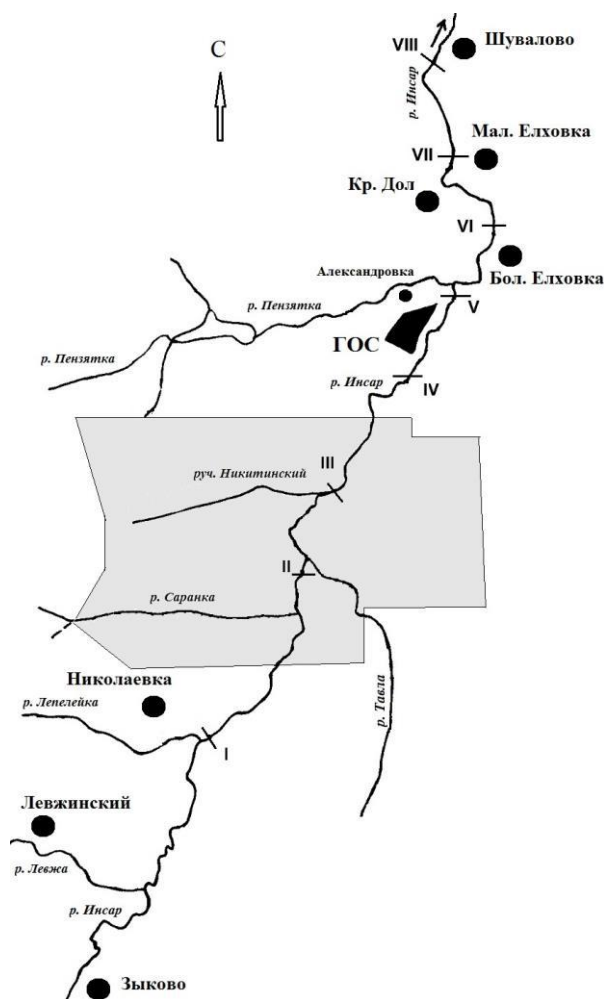


Рис. 56. Схема г. Саранск и его окрестностей. Римскими цифрами показано расположение опорных участков опробования техногенных илов; ГОС – городские очистные сооружения.

Как уже отмечалось, в осадках сточных вод, состав которых близок взвеси сточных вод, доминируют (до 65–90%) частицы размером менее 0,15 мм [584], а в составе взвеси очищенных сточных вод промышленного города, сбрасываемых в водотоки, преобладают (до 87%) частицы размером больше 0,03 мм [35], т. е. в техногенной взвеси содержатся значительные количества частиц, отвечающих размерности алеврита. Это, судя по всему, во многом и определяет повышенное содержание алевритовой фракции в техногенных илах. Особенно наглядно различия состава фонового руслового аллювия и техногенных илов иллюстрируются значениями гранулометрических показателей (табл. 193, 194). Так, медианный диаметр частиц техногенного ила (Q_{50}) в 3–10 раз меньше, чем у фонового аллювия, для которого значения этого параметра близки среднему показателю для рек данного географического района ($= 0,3$ мм). Техногенные илы отличаются высоким значением коэффициента дисперсности K_d (отношения содержания физической глины к количеству остальных фракций), который почти всегда на порядок больше, чем у фонового аллювия. Если фоновый русловой аллювий закономерно характеризуется относительно хорошей или (чаще всего) средней сортировкой, то техногенные илы, особенно в ближней к

городу зоне, сортированы плохо, что подтверждается и очень высокими значениями отношения квантилей Q_{90}/Q_{10} , характерных для илов. Фоновый аллювий по значению этого показателя может быть отнесен к однородным по крупности частиц отложениям.

Таблица 192. Гранулометрический состав фонового аллювия (ФА) и техногенных илов (I–VIII), % [703]

Участки опробова- ния	Фракции, мм									
	2–1	1–0,5	0,5– 0,25	0,25– 0,10	0,10– 0,05	0,05– 0,01	0,01– 0,005	0,005– 0,001	<0,001	<0,01 (фи- зическая глина)
	Песок					Алеврит		Глина		
ФА	1,2	19,2	51,6	16,2	5,8	2,5	1,7	1,1	0,7	3,5
I	0,1	2,0	15,5	12,0	17,1	25,6	3,2	14,14	10,1	27,4
II	0,1	1,6	9,0	6,7	13,1	37,3	10,3	16,0	6,0	32,3
III	1,0	8,5	30,3	10,5	14,7	19,4	3,7	9,0	2,9	15,6
IV	0,2	1,1	5,7	21,8	32,8	12,6	2,6	16,7	6,5	25,8
V	0,1	2,2	23,0	17,6	14,7	17,7	6,4	11,9	6,4	24,7
VI	0,1	0,4	4,1	6,4	17,0	42,0	9,7	14,6	5,7	30,0
X	0,3	0,7	5,4	13,4	38,8	24,2	5,5	9,5	5,2	20,2
XII	0,1	0,1	4,2	47,9	32,8	3,7	1,7	3,9	5,6	11,2

Таблица 193. Гранулометрические характеристики фонового аллювия (ФА) и илов (I–VI, X, XII) [703]

Уча- сток	Медиан- ный диа- метр, Q_{50}	Коэффици- ент сорти- ровки, S_o	Коэффициент дисперсно- сти, K_d	$Q_{90} /$ Q_{10}	Гранулометрический класс	
					по М.В. Кленовой*	по Н.М. Страхову**
ФА	0,220	2	0,04	8,5	Песок	Песок
I	0,020	35	0,38	470	Песчанистый ил	Мелкоалевритовый ил
II	0,015	11	0,48	313	Ил	Мелкоалевритовый ил
III	0,075	17	0,19	88	Песчанистый ил	Крупноалевритовый ил
IV	0,049	17	0,35	207	Песчанистый ил	Мелкоалевритовый ил
V	0,053	20	0,33	333	Песчанистый ил	Крупноалевритовый ил
VI	0,015	4	0,43	106	Ил	Мелкоалевритовый ил
X	0,035	8	0,25	90	Песчанистый ил	Мелкоалевритовый ил
XII	0,078	3	0,11	41	Песчанистый ил	Крупноалевритовый ил

*По относительному содержанию физической глины (фракции < 0,01 мм). ** По среднему (медианному) диаметру (Q_{50}).

Таблица 194. Гранулометрические характеристики фонового аллювия (ФА) и илов (I–VI, X, XII) [703]

Участок	Q_{10}	Q_{25}	Q_{75}	Q_{90}	Коэффициент асимметрии S_k
ФА	0,065	0,16	0,32	0,550	1,06
I	0,0005	0,0025	0,088	0,235	0,55
II	0,00075	0,004	0,045	0,235	0,80
III	0,0040	0,015	0,260	0,350	0,69
IV	0,0007	0,0047	0,080	0,145	0,16
V	0,00075	0,0075	0,150	0,250	0,40
VI	0,00075	0,005	0,030	0,080	0,66
X	0,001	0,0089	0,072	0,090	0,52
XII	0,005	0,043	0,130	0,205	0,92

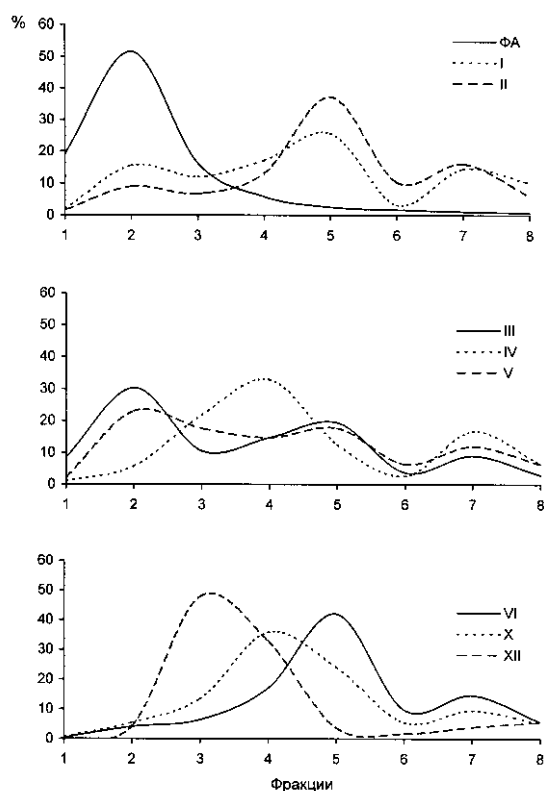


Рис. 57. Кривые распределения частиц различного размера в фоновом аллювии (ФА) и техногенных илах (участки I–VI, X, XII): % – доля фракции; размер частиц, мм: 1 – 2–1; 2 – 1–0,5; 3 – 0,5–0,25; 4 – 0,25–0,10; 5 – 0,10–0,05; 6 – 0,05–0,01; 7 – 0,01–0,005; 8 – < 0,005 [703].

В большинстве случаев техногенные илы представляют собой так называемые связанные пластичные грунты (Q_{50} очень редко превышает 0,05 мм, а если и превышает, то незначительно), тогда как фоновый аллювий – это типичный несвязанный грунт (Q_{50} много больше 0,05 мм). Следует добавить, что коэффициент асимметрии S_k фонового аллювия больше единицы, техногенных илов – всегда меньше единицы. Показательно, что гранулометрические коэффициенты, рассчитанные для фонового аллювия Инсара, близки показателям, характерным для аллювиальных отложений рек центральных районов Русской равнины. Так, по [303], медианный диаметр для аллювия перекатов здесь колеблется в пределах 0,31–0,40, для плесов – 0,30–0,35; коэффициент сортировки для перекатов составляет 1,23–1,28, для отложений плесов – 1,26–1,32.

Фоновый аллювий Инсара, в составе которого доминирует средний песок, характеризуется одновершинной кривой распределения частиц с выраженной асимметрией, что свидетельствует о ведущей роли одного источника поступления наносов в водоток (почвы и породы водосбора). Совершенно

иным обликом таких кривых отличаются илы (рис. 57). Считается, что многовершинные кривые распределения типичны для отложений, сложенных генетически разнородными образованиями [490]. В нашем случае это указывает на то, что в сложении илов принимают участие как природный, так и техногенный осадочный материал. Схожий облик кривых распределения для илов,

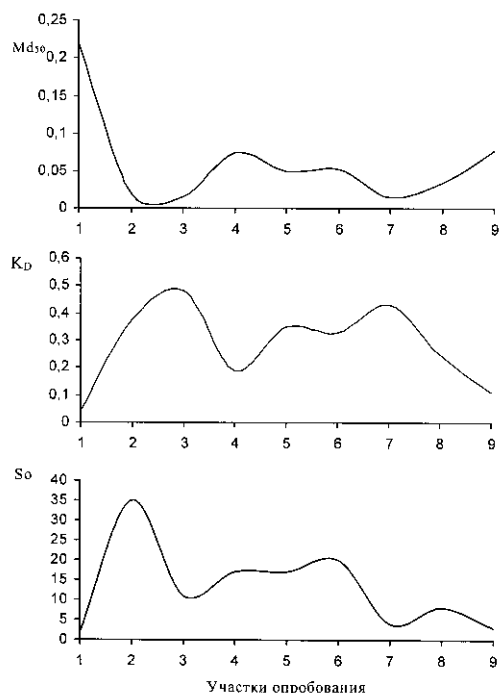


Рис. 58. Распределение значений гранулометрических показателей в фоновом аллювии (ФА) и техногенных илах (участки: 1 – фон, 2–7 – I–VI, 8 – X, 9 – XII): Md – медианный диаметр; Kd – коэффициент дисперсности; So – коэффициент сортировки [703].

формирующихся в местах основного поступления техногенного материала (рис. 58, участки I, III, V), свидетельствует об определенном единообразии его гранулометрического состава и указывает на важную роль гидравлического осаждения взвеси в накоплении илов на этих участках. Трехвершинный характер кривых распределения явно отражает поставку материала как со сточными водами, так и с поверхностным стоком с территории города. В свою очередь, для илов, слагающих русло реки в пределах и ниже города, двухвершинность подобных кривых отвечает значительному участию в их образовании природного материала. Кроме того, на этих участках выпадение взвеси осуществляется не только путем гидравлического осаждения ее из потока, но и в результате коагуляции тонких частиц и коллоидов и образования аморфных веществ за счет процессов сорбции и флокуляции с последующим их осаждением. Показательно, что в конце зоны техногенного осадконакопления (участок XII) кривая распределения становится практически одновершинной и похожей на таковую для фоновое аллювия. Здесь доминируют

мелкий и тонкий песок, хотя содержание физической глины по-прежнему велико. По мере удаления от города наблюдается также увеличение степени сортировки илов и медианного диаметра частиц, а также снижение их дисперсности (табл. 190–192, рис. 58). Это обусловлено переотложением илов и их разубоживанием природным осадочным материалом, что сопровождается огрублением отложений; техногенные илы своими гранулометрическими параметрами приближаются к фоновому русловому аллювию, что достаточно наглядно проявляется в пространственном соотношении фракций песка, алеврита и глины (рис. 59). Высокое содержание в техногенных илах физической глины позволяет по особенностям ее пространственного распределения достаточно надежно фиксировать зону влияния города на водоток (рис. 60).

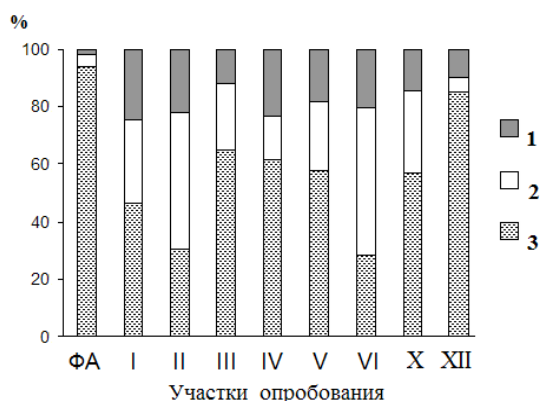


Рис. 59. Гранулометрическая структура фоновое аллювия (ФА) и техногенных илов (участки I–VI, X, XII): 1 – глина; 2 – алеврит; 3 – песок.

ростом относительной доли частиц, отвечающих размерности физической глины. В большинстве случаев фоновый аллювий представляет собой среднезернистый песок с включениями гравия и гальки и малым содержанием глинистых частиц, характеризующийся неплохой сортировкой. В

зоне техногенного загрязнения в русле реки формируются отложения, представляющие собой песчанистые или мелкоалевритовые (иногда крупноалевритовые) илы, отличающиеся плохой сортировкой слагающих их частиц. С инженерно-геологической точки зрения фоновый русловой аллювий относится к несвязанным грунтам, техногенные илы – к связанным грунтам. Илы, отлича-

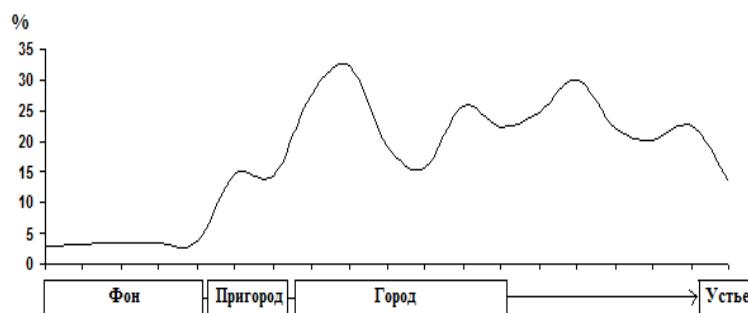


Рис. 60. Распределение физической глины в отложениях р. Инсар в зоне влияния г. Саранска.

ясь высоким количеством илисто-глинистых частиц и органических веществ, обладают повышенной устойчивостью к размыву, формируют различные формы руслового рельефа и тем самым влияют на ход руслового процесса и динамику речного русла.

Фоновые участки русла р. Нуры выстланы типичным русловым аллювием, представляющим собой преимущественно разновидности песков в основ-

ном кварцевого состава. Гранулометрический анализ фонового аллювия показал преобладание в нем крупного (около 57%) и среднего (около 30%) песка. Количество более тонких частиц (алеврита и глины) в аллювии незначительно (табл. 195, 196). В техногенных илах резко преобладают тонкие частицы. Так, заметно увеличена доля глинистых частиц (до 10–20%), а также мелкого и тонкого песка и алеврита. Какой-либо направленной тенденции в вертикальном распределении различных фракций не фиксируется. Обычно наблюдается их неоднородное распределение, обусловливающее чередование слоев техногенных илов, обогащенных либо тонкими, либо более грубыми фракциями (рис. 61). Наиболее резко указанная неоднородность проявлена для фракций песка (основная природная составляющая) и алеврита (техногенная составляющая). По мере удаления от источника загрязнения отмечается, во-первых, общее снижение содержания более тонких фракций, особенно алеврита, во-вторых, обогащение нижних слое техногенных илов (в сравнении с верхними) песчаными частицами и обеднение глинистыми и алевритовыми частицами. Это указывает на существование определенной дифференциации осадочного материала и на процессы его перераспределения, которые более активно вовлекают в русловый перенос тонкие фракции наносов.

Таблица 195. Гранулометрический состав техногенных илов и фонового аллювия р. Нуры, % [676]

Горизонт, см	Фракция, мм						
	Песок					Алеврит	Глина
	грубозернистый	крупный	средний	мелкий	тонкий		
	2–1	1–0,5	0,5–0,25	0,25–0,1	0,1–0,063	0,063–0,004	< 0,004
<i>3 км ниже Главной канавы стоков</i>							
0-20	2,7	3,1	54,5	7,8	16,1	3,8	12,0
20-40	2,6	3,1	3,7	5,2	12,7	50,8	21,9
40-60	2,5	3,0	56,7	7,9	15,9	3,9	10,0
60-80	0,7	0,7	17,0	19,0	21,0	15,0	26,6
80-100	2,0	3,0	13,0	39,0	1,0	22,0	20,0
100-120	0,7	0,7	28,7	3,3	50,0	3,3	13,3
120-140	5,7	3,0	3,5	13,2	6,8	49,9	17,9
<i>9 км ниже Главной канавы стоков</i>							
40-60	1,3	3,4	27,2	31,5	8,4	5,3	22,9
80-100	0,3	8,0	27,0	31,4	12,1	5,1	16,1
120-140	0,6	22,0	24,8	32,6	12,1	1,4	6,5
<i>32 км ниже Главной канавы стоков</i>							
20-40	0,6	9,3	31,6	32,7	8,2	5,4	12,2
<i>105 км ниже Главной канавы стоков</i>							
20-40	0,1	2,2	31,0	30,1	8,8	5,2	22,6
90-120	0,3	27,4	36,9	25,9	2,1	0,8	6,7
<i>Фоновый аллювий (верховья реки Нуры)</i>							
0-30	6,6	57,4	30,2	1,9	0,5	0,3	3,1

Таблица 196. Гранулометрические характеристики фонового аллювия и техногенных илов, р. Нура

Слой, см	Гранулометрические коэффициенты и характеристики							Гранулометрический класс	
	Средний размер зерна, мм	Q_{50}	Q_{25}	Q_{75}	S_0	S_k	$K_{гл}$	по М.В. Кленовой	по Н.М. Страхову
<i>Фоновый аллювий, верховья реки</i>									
0–30	0,66	0,425	0,288	0,624	2,2	0,99	0,03	Песок	Песок
<i>3 км ниже Главной канавы стоков</i>									
0–20	0,29	0,210	0,052	0,288	5,5	0,36	0,14	Песчанистый ил	Песок
20–40	0,11	0,008	0,003	0,020	7,7	0,90	0,28	Глинистый ил	Глинистый ил
40–60	0,29	0,200	0,060	0,287	4,8	0,41	0,11	Песчанистый ил	Песок
60–80	0,17	0,040	0,002	0,100	66,7	0,09	0,36	Ил	Мелкоалевритовый ил
80–100	0,17	0,088	0,004	0,145	39,8	0,07	0,25	Ил	Крупноалевритовый ил
100–120	0,17	0,053	0,023	0,190	8,3	1,60	0,15	Песчанистый ил	Крупноалевритовый ил
120–140	0,17	0,007	0,003	0,075	24,2	4,10	0,22	Глинистый ил	Глинистый ил
<i>9 км ниже Главной канавы стоков</i>									
40–60	0,20	0,095	0,004	0,205	51,3	0,09	0,30	Песчанистый ил	Крупноалевритовый ил
80–100	0,23	0,097	0,034	0,221	6,5	0,79	0,19	Песчанистый ил	Крупноалевритовый ил
120–140	0,37	0,145	0,085	0,350	4,1	1,40	0,07	Илистый песок	Песок
<i>32 км ниже Главной канавы стоков</i>									
20–40	0,25	0,145	0,072	0,250	3,4	0,86	0,14	Песчанистый ил	Песок
<i>105 км ниже Главной канавы стоков</i>									
20–40	0,19	0,093	0,005	0,218	41,9	0,13	0,29	Песчанистый ил	Крупноалевритовый ил
90–120	0,39	0,235	0,100	0,405	4,1	0,73	0,07	Илистый песок	Песок

Примечание. Q_{50} – медианный диаметр, мм; Md – средний арифметический диаметр, мм; S_0 – коэффициент сортировки частиц; S_k – коэффициент асимметрии; $K_{гл}$ – коэффициент глинистости (отношение содержания физической глины к количеству остальных фракций). * По относительному содержанию физической глины (фракции < 0,01 мм). ** По среднему (медианному) диаметру (Q_{50}). Рассчитано по данным табл. 195.

Таким образом, в фоновых условиях русловой аллювий формируется преимущественно в результате механического накопления и переотложения осадочного материала, источником которого являются почвы и горные породы, слагающие водосборный бассейн. В промышленно-урбанизированных районах в аллювиальном седиментогенезе участвуют значительные массы вещества, поступающего в реки со сточными водами и поверхностным стоком с освоенных террито-

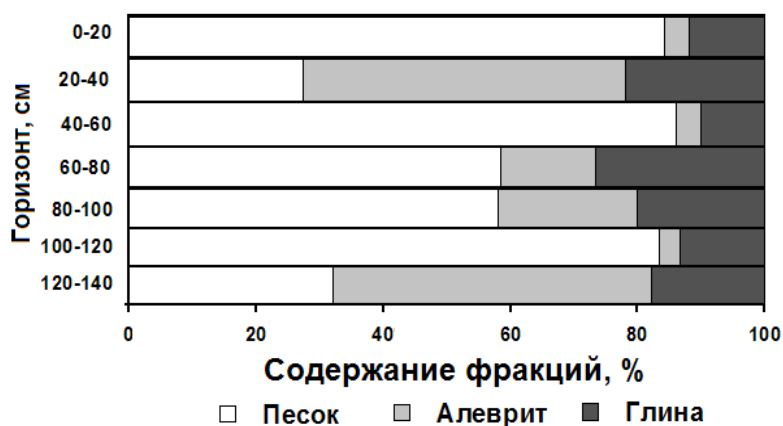


Рис. 61. Гранулометрический состав техногенных илов р. Нуры, 3 км ниже Главной канавы стоков.

рий, что обуславливает формирование в руслах рек техногенных илов, обладающих своеобразным гранулометрическим составом.

Фоновый аллювий представляет собой преимущественно разнозернистый песок с включениями гравия и гальки и малым содержанием алевритовых и глинистых частиц. Доля песчаных фракций в фоновом аллювии достигает 80–95%, глинистых частиц – 0,6–3%. Основные морфометрические характеристики и показатели

аллювия (медианный диаметр, средний арифметический диаметр, коэффициенты сортировки, асимметрии и глинистости) близки зональным значениям, свойственных данному природному региону. Как правило, фоновый аллювий характеризуется относительно неплохой сортировкой слагающих его частиц. В зоне техногенного загрязнения в руслах рек формируются отложения, представляющие собой песчанистые или мелкоалевритовые (иногда крупноалевритовые) илы, отличающиеся плохой сортировкой слагающих их частиц. Доля песчаных фракций в техногенных илах снижается до 40–60%, алевритовых – увеличивается до 25–50%, а глинистых – до 8–26%. Своими основными морфометрическими характеристиками и показателями илы отличаются от фонового

аллювия. Так, если средний (медианный) размер частиц аллювия составляет $\sim 0,1\text{--}0,2$ мм, то средний (медианный) размер частиц, слагающих техногенные илы, находится в пределах $0,015\text{--}0,078$ мм. Характерной особенностью гранулометрического состава илов является резкое увеличение количества частиц, отвечающих размерности физической глины ($< 0,01$ мм). Если в фоновом аллювии ее доля обычно не превышает $1\text{--}3,5\%$, то в техногенных илах она достигает $10\text{--}32\%$, что определяет важнейшие физические свойства илов (пластичность, липкость, связность, адсорбционно-десорбционные свойства, способность удерживать влагу и химические вещества).

С инженерно-геологической точки зрения фоновый русловой аллювий относится к несвязанным грунтам, техногенные илы – к связанным грунтам, представляющим собой преимущественно плохо отсортированные песчанистые, мелкоалевритовые и крупноалевритовые илы. В целом гранулометрический состав техногенных илов отражает особенности состава осадков сточных вод, образующихся на городских очистных сооружениях – основном источнике поступления техногенного осадочного материала в реки промышленно-урбанизированных районов. По мере удаления от источника загрязнения (от города) в техногенных илах отмечается общее снижение содержания более тонких фракций (алеврита и глины) и обогащение нижних слоев (в сравнении с верхними) песчаными и обеднение глинистыми и алевритовыми частицами. Это указывает на существование определенной дифференциации мигрирующего в реке материала и на процессы его перетолжения, которые более активно вовлекают в русловой перенос тонкие фракции наносов. Техногенные илы, отличаясь высоким количеством илисто-глинистых частиц (особенно физической глины) и органических веществ, обладают повышенной устойчивостью к размыву, формируют различные формы руслового рельефа и тем самым влияют на ход руслового процесса и динамику речного русла. Оценка современного экологического состояния рек в техногенных ландшафтах должна проводиться с учетом гранулометрического состава формирующихся здесь русловых отложений.

4.3. Минеральный состав техногенных илов

Минералогические особенности природного аллювия равнинных (в первую очередь крупных и средних) рек установлены относительно неплохо, выявлены типичные для русловых отложений минеральные ассоциации, качественный состав которых сравнительно стабилен и во многом соответствует минералогическим комплексам исходных пород [158, 285, 303, 325, 412–417, 834, 897, 1040, 1041]. Минеральный состав техногенных илов изучен недостаточно полно. Приводимый ниже материал, полученный в бассейнах рек Пахры и Нуры, отчасти восполняет этот пробел.

Бассейн реки Пахры

В бассейне Пахры пробы русловых отложений (слой $0\text{--}20$ см) отбирались в пределах фонового участка (верховьях реки, типичный аллювий, представленный среднезернистыми песками с включениями гравия и гальки), в водотоках сельскохозяйственных районов (слабоилистые среднезернистые пески), в р. Пахре в зоне влияния г. Подольска (техногенные илы), в водоемах и ручьях, дренирующих расположенную ниже по течению Щербинскую свалку отходов (техногенные илы) [697, 725, 741, 743, 751, 766]. Анализ минерального состава отложений выполнялся в ИО РАН. Пробы отложений в натуральном виде, без удаления карбонатов и аморфных веществ, делились бромформом (уд. вес $2,9\text{ г/см}^3$) на легкую и тяжелую фракции, каждая из которых исследовалась под поляризационным микроскопом в иммерсионных жидкостях. Содержание отдельных минералов в соответствующей фракции вычислялось в процентах от общего числа зерен, подсчитанных в каждом препарате. Дифференциально-термический анализ проб осуществлялся на дериватографе МОМ. Часть отобранных проб русловых отложений, а также пробы осадков сточных вод (ОСВ), образующихся на очистных сооружениях г. Подольска и г. Климовска, исследовались рентгено-

графическим фазовым полуколичественным анализом. Для характеристики отложений рассчитывались показатели и коэффициенты, применяемые в минералогии [41, 171, 222, 415, 417]. Группировка минералов по их устойчивости и миграционной способности в зоне гипергенеза базировалась на сведениях, приводимых в литературе [38, 41, 171] (табл. 197, 198).

Таблица 197. Группировка минералов по их поведению в зоне гипергенеза

Оценка	Химическая устойчивость	Физико-механическая устойчивость	Гидродинамическая устойчивость	Миграционная способность
Высокая	Анализ, дистен, лейкоксен, рутил, ставролит, турмалин, циркон, кварц	Гранат, ставролит, турмалин, циркон, кварц	Рутил, циркон	Анализ, гранат, дистен, лейкоксен, рутил, ставролит, турмалин, циркон, кварц, микроклин
Средняя	Апатит, гранат, сфен, микроклин	Анализ, апатит, дистен, лейкоксен, пироксены, роговая обманка, рутил, сфен, тремолит-актинолит, эпидот, микроклин, плагиоклаз, полевые шпаты	Анализ, гранат, дистен, лейкоксен, ставролит, сфен	Роговая обманка, сфен, эпидот, плагиоклаз
Низкая	Пироксены, плагиоклазы, полевые шпаты, роговая обманка, тремолит-актинолит, эпидот, глауконит	Глауконит	Апатит, пироксены, роговая обманка, тремолит-актинолит, турмалин, эпидот, глауконит, кварц, микроклин, полевые шпаты	Апатит, пироксены, тремолит-актинолит, глауконит, полевые шпаты

Таблица 198. Шкалы гидродинамической, химической и физико-химической зрелости терригенных минералов (ТМ)

Оценка	Гидроаэродинамическая зрелость ТМ тяжелой фракции (за исключением аутигенных), %	Химическая зрелость тяжелой фракции (суммарное содержание ТМ, обладающих высокой и весьма высокой химической устойчивостью)	Химическая и физико-химическая зрелость	
			ZTR-индекс Дж. Хьюберта (суммарное содержание химически самых устойчивых ТМ – циркона, рутила, турмалина)	Кварц, легкая фракция, %
Весьма низкая	< 1	< 20	< 60	< 60
Низкая	1–2	20–40	60–70	60–70
Средняя	2–5	40–60	70–80	70–80
Высокая	5–10	60–80	80–90	80–90
Весьма высокая	10–20	81–95	90–95	90–95
Исключительно высокая	> 20	> 95	–	> 95

В легкой фракции фонового аллювия р. Пахры доминирует кварц (~ 72%), в значимых количествах присутствуют полевые шпаты (13,6%), измененные минералы и обломки пород (6,4%), кислые плагиоклазы (> 4%); в тяжелой фракции преобладают обыкновенная роговая обманка (24%), черные рудные минералы (> 22%), эпидот (> 18%), гранат (> 7%), циркон (> 6%) (табл. 199). Полученные и имеющиеся в литературе данные свидетельствуют о том, что минеральный состав фонового аллювия Пахры близок составу русловых отложений рек центральных районов Русской равнины. Так, в легкой фракции русловых отложений Днепра, Десны и Оки резко преобладает кварц (85–95%), присутствуют полевые шпаты (5–10%) и обломки пород (до 2%), менее распространены глауконит, карбонаты, выветрелые зерна; в тяжелой фракции аллювия обычно доминирует ассоциация «ильменит – гранат – роговая обманка – эпидот», присутствуют ставролит, силлиманит, дистен, циркон, рутил, турмалин, лейкоксен [303]. В легкой фракции аллювия Верхнего Днепра преобладают кварц (92–95%) и полевые шпаты (5–8%), в тяжелой фракции доминирует ильменит – гранат (альмандин) – турмалиновая ассоциация [42]. В современном аллювии рек Прикамья основными минералами большого удельного веса (>4,5) являются ильменит (15–27%), хромит, гематит, магнетит, циркон, а минералами среднего удельного веса (3,5–4,5) –

ставролит, гранаты, лимонит, кианит, лейкоксен, рутил [413]. В группе минералов малого удельного веса (<3,5) резко преобладает эпидот, в меньшем количестве распространены пироксены, турмалин, амфиболы, сфен, обломки пород. Таким образом, относительная постоянность минерального состава руслового аллювия указанных рек является отражением схожести минеральных ассоциаций, свойственных горным породам, являющихся в данном регионе источниками питания водотоков осадочным материалом, т. е. главную роль в формировании природных минеральных ассоциаций, свойственных фоновому аллювию, играют источники питания (питающие и терригенно-минеральные провинции), петрографический состав питающих пород. Влияние других факторов (неотектоники, миграционной способности минералов, гранулометрического состава отложений) осуществляется на фоне того качественного и количественного наборов минералов, которые определяются материнскими (питающими) породами.

Таблица 199. Средний минеральный состав русловых отложений бассейна р. Пахры [741]

Минералы	Район			
	Фоновый	Агрорайон	Город	Свалка
<i>Легкая фракция (сумма = 100%)</i>				
Кварц	71,87	69,44	60,45	63,01
Полевые шпаты	13,60	13,56	11,48	8,26
Кислые плагиоклазы	4,13	4,00	6,14	5,32
Микроклин	2,28	1,53	1,24	1,32
Глауконит	0,57	0,78	1,97	1,0
Карбонатные минералы	0,32	3,39	12,22	5,53
Портландит	—	—	1	0,5
Измененные минералы и обломки	6,40	5,15	2,59	2,05
Лимонитизированные обломки	—	—	2,10	13,0
Прочие	0,83	2,15	0,81	0,10
<i>Тяжелая фракция (сумма = 100%)</i>				
Черные рудные минералы	22,68	20,13	24,81	20,00
Обыкновенная роговая обманка	24,05	23,75	14,04	8,83
Гидроксиды железа	3,97	5,78	10,84	26,43
Измененные минералы и обломки	1,82	1,83	0,72	1,83
Лейкоксен	1,57	1,05	1,22	1,03
Гранат	7,23	8,57	7,28	8,80
Моноклинные пироксены	0,83	1,83	1,06	0,27
Ромбические пироксены	0,50	0,52	0,22	—
Тремалит–актинолит	2,20	2,11	1,25	0,97
Эпидот	18,38	15,87	12,82	9,53
Циркон	6,65	5,32	8,41	6,50
Ставролит	0,97	1,32	1,46	1,83
Турмалин	0,88	1,05	1,83	1,88
Дистен	1,51	1,43	4,33	4,10
Рутил	1,93	1,36	2,67	2,03
Анатаз	0,82	0,68	1,17	1,03
Сфен	0,93	0,76	0,59	0,52
Апатит	1,53	3,53	1,28	1,17
Прочие	1,55	3,11	4,00	3,25
Выход тяжелой фракции, %	2,56	2,93	3,64	3,49
Количество проб	7	10	10	7

Примечание. Всего учитываемых зерен в легкой фракции – 286–376, в тяжелой – 305–471. Среди прочих минералов в отдельных пробах в легкой фракции везде встречаются единичные зерна биотита, средних основных плагиоклазов, в зоне города и свалки – хлорита, мусковита, халцедоновых обломков, вулканического основного стекла, в зоне свалки – вулканического кислого стекла; в тяжелой фракции в зоне города и свалки присутствуют единичные зерна пирита-марказита, шпинели, андалузита, корунда, хлоритоидов, хромшпинели, эгирина, оливина, сидерита, силлиманита, баритоцелестина. Валовое содержание тяжелой фракции в аллювии равнинных рек обычно составляет 1–0,1%, в аллювиальных песках центральных районов Русской равнины – менее 3% [415].

В зонах техногенного воздействия минеральный состав русловых отложений р. Пахры претерпевает заметные изменения, которые проявляются, прежде всего, в нарушении характерных для фонового аллювия количественных соотношений ассоциирующих друг с другом в природных

условиях минералов. Кроме того, в техногенных илах встречаются минералы, не обнаруженные в отложениях водотоков фоновых и сельскохозяйственных территорий, но типичные для условий промышленного воздействия (портландит, пирит-марказит и др.). Степень изменения минерального состава отложений (в изученном ряду «фон – агрорайон – город – свалка»), как правило, существенно возрастает с увеличением уровня техногенного воздействия (прежде всего, темпов и объемов поступления техногенного осадочного материала в водотоки) и с трансформацией условий среды осадконакопления (река в зоне влияния города, водоемы и ручьи свалки). Это свидетельствует о том, что установленные изменения обусловлены не возможными площадными различиями состава материнских пород, а определяются, в первую очередь, поступлением в водотоки техногенного осадочного материала и их интенсивным химическим загрязнением.

Так, в легкой фракции русловых отложений (в изученном ряду «фон – агрорайон – город – свалка») наблюдается (табл. 199, 200, рис. 62, 63):

- 1) направленное снижение содержания основных породообразующих минералов – кварца и полевых шпатов, а также измененных минералов, обломков пород и микроклина;
- 2) значительный рост количества карбонатных минералов, особенно в зоне влияния города;
- 3) увеличение в техногенных илах (особенно в зоне влияния города) содержания кислых (Na–Ca) плагиоклазов и глауконита;
- 5) накопление в техногенных илах значительных количеств лимонитизированных обломков (особенно в зоне влияния свалки) и портландита;
- 6) появление в техногенных илах, развитых в зонах влияния города и свалки, хлорита, мусковита, халцедоновых обломков, вулканического основного и кислого стекла.

Таблица 200. Минералогические показатели русловых отложений р. Пахры (легкая фракция) [741]

Район	Сумма полевых шпатов, %	Кварц / остальные минералы легкой фракции	Кварц / карбонатные минералы	Полевые шпаты / измененные минералы и обломки пород	Глауконит + карбонатные минералы / кварц
Фоновый	20,01	2,55	225	3,34	0,01
Агрорайон	19,09	2,27	21	3,71	0,06
Городской	18,86	1,53	5	7,28	0,24
Свалка	14,90	1,70	11	7,27	0,10

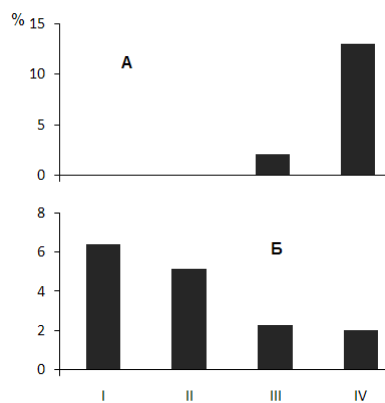


Рис. 62. Лимонитизированные обломки (А) и измененные минералы и обломки (Б) в русловых отложениях (бассейн р. Пахры) [741]. Здесь и далее на рис. 63–65: I – фоновый район, II – агрорайон, III – город, IV – свалка.

Таким образом, в зонах техногенного загрязнения происходит своеобразное «вытеснение» основных породообразующих минералов (кварца и полевых шпатов) различными новообразованиями (карбонатные минералы, лимонитизированные обломки) и, в определенной степени, аутигенными минералами (глауконит, формирование которого, очевидно, способствует слабо восстановительная среда, свойственная техногенным илам). В илах характерно присутствие портландита – типичного минерала цемента и угольной золы, являющегося своеобразным индикатором техногенного воздействия.

Судя по всему, определенную роль в изменении состава легкой фракции техногенных илов играют их гранулометрические особенности. Известно, что чем крупнее размерность осадочных образований, тем больше входит в их состав недезинтегрированных обломков, кварца, полевых шпатов [38, 222]. Как отмечалось выше, техногенные илы р. Пахры сложены материалом меньшей размерности зерен, нежели фоновый аллювий, что, очевидно, в определенной степени объясняет пониженное содержание в легкой фракции техногенных илов измененных минералов, обломков пород и кварца. Важно отме-

тить, что изменение гранулометрического состава современного руслового аллювия в зонах влияния города всецело обусловлено влиянием техногенных факторов.

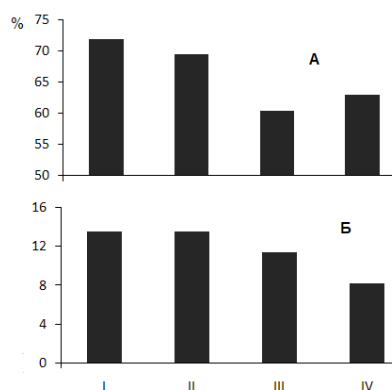


Рис. 63. Распределение кварца (А) и полевых шпатов (Б) в русловых отложениях бассейна р. Пахры [741].

В качестве показателя химической зрелости терригенно-минеральной ассоциации легкой фракции обычно рассматривают процентное содержание в ней кварца [41]. С этих позиций фоновый русловой аллювий (более «потрепанный», как писали в старой геологической литературе, гипергенными процессами) характеризуется средней химической зрелостью, а техногенные илы, как молодые осадочные образования, отличаются низкой химической зрелостью.

В зонах техногенного воздействия существенные изменения наблюдаются и в составе тяжелой фракции отложений при одновременном увеличении ее выхода (см. табл. 199). Согласно [41, 303], даже незначительное увеличение содержания тяжелой фракции в природном аллювии сопровождается существенной трансформацией ее состава – повышением относительного количества в ней наиболее тяжелых терригенных минералов (циркона, рутила) по сравнению с содержанием более легких минералов этой фракции (турмалина, силлиманита, андалузита). В нашем случае этого практически не происходит: в зоне загрязнения в техногенных илах наблюдается незначительный рост содержаний рутила, незакономерное варьирование количества циркона, а содержание турмалина даже несколько возрастает. Особенно наглядно изменения состава тяжелой фракции русловых отложений бассейна Пахры иллюстрируются значениями различных минералогических показателей и коэффициентов (табл. 201, 202). Так, если в тяжелой фракции фонового аллювия суммарная доля черных рудных минералов, роговой обманки и эпидота (основных минералов «фоновой» ассоциации) составляет более 65%, то в русловых отложениях рек агрорайона – менее 60%, ниже города – около 52%, в зоне влияния свалки – только 38%. Если для черных рудных минералов в целом отмечается слабое варьирование их содержания в изученных отложениях (можно отметить лишь незначительное увеличение их количества в зоне влияния города, что, например, может быть связано с образованием в илах бурого железняка в результате окисления железосодержащих гидрогенных минералов), то в ряду «фон – агрорайон – город – свалка» наблюдается направленное снижение содержаний роговой обманки и эпидота, типичных для аллювия рек центральных районов России минералов (рис. 64). Очевидно, что эти минералы в меньших количествах содержатся в техногенном осадочном материале, поступающем в реку, и, кроме того, активно разрушаются в динамичных условиях техногенной обстановки осадконакопления. В частности, роговая обманка и эпидот, а также сфен и пироксены характеризуются низкой химической и физико-химической устойчивостью в зоне гипергенеза [41, 199, 222].

Таблица 201. Минералогические показатели русловых отложений р. Пахры (тяжелая фракция) [741]

Район	Сумма устойчивых минералов, %	ZTR-индекс Дж. Хьюберга *	Гидроксиды Fe / роговая обманка+гранат+эпидот	Ставролит / дистен	Коэффициент влияния местных пород	Коэффициент устойчивости (устойчивые минералы / роговая обманка)	Роговая обманка / дистен+ставролит	Гидроксиды Fe / черные рудные минералы	Черные рудные / обыкновенная роговая обманка	Роговая обманка / эпидот (коэффициент источников питания)
Фоновый	14,33	9,45	0,08	0,64	12,6	0,6	9,7	0,18	0,94	1,1
Агрорайон	12,21	7,73	0,12	0,92	11,8	0,5	8,6	0,29	0,85	1,50
Городской	21,09	12,91	0,38	0,33	3,7	1,5	2,4	0,44	1,77	1,10
Свалка	18,04	10,41	0,97	0,45	3,0	2,0	1,5	1,32	2,27	0,93

* Показатель высшей химической зрелости (суммарное содержание химически самых устойчивых терригенных минералов – циркона, турмалина и рутила).

Таблица 202. Соотношение минералов различной гидродинамической устойчивости и миграционной способности в тяжелой фракции русловых отложениях р. Пахры [741]

Район	Минералы высокой гидродинамической устойчивости, % (I)	Минералы низкой гидродинамической устойчивости, % (II)	Отношение (I) : (II)	Минералы высокой миграционной способности, % (III)	Минералы низкой миграционной способности, % (IV)	Отношение (III) : (IV)
Фоновый	8,58	48,37	0,18	21,56	5,06	4,3
Агрорайон	6,68	48,68	0,14	20,78	7,99	2,6
Городской	11,08	32,50	0,34	28,37	3,81	7,5
Свалка	8,53	22,65	0,38	27,20	2,41	11,3

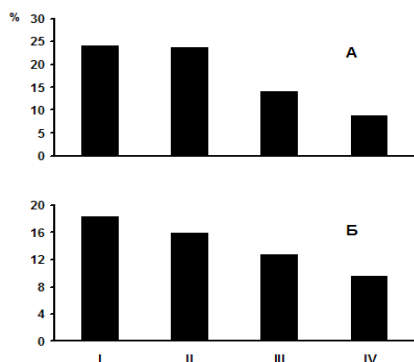


Рис. 64. Обыкновенная роговая обманка (А) и эпидот (Б) в русловых отложениях (бассейн р. Пахры).

В техногенных илах наблюдается увеличение (по сравнению с фоновым аллювием) содержания таких устойчивых в зоне гипергенеза минералов, как ставролит, дистен, рутил, анатаз, турмалин. В илах также обнаружены (единичные зерна) пирит-марказит, корунд и некоторые другие минералы, отсутствующие в аллювии. Повышенное содержание в отложениях рек агрорайона апатита явно обусловлено применением здесь минеральных удобрений. Более низкие значения отношения «ставролит / дистен» в зонах влияния города и свалки свидетельствуют о том, что по сравнению с аллювием техногенные илы находятся в стадии активного постседиментационного преобразования. В общем случае в техногенных русловых отложениях наблюдается увеличение содержания устойчи-

вых в зоне гипергенеза акцессорных минералов (с 14% в фоновом аллювии до 18–21% в техногенных илах), что отражается в росте значений коэффициента устойчивости (с 0,6 до 1,5–2), а также фиксируется заметное снижение доли минералов низкой гидродинамической устойчивости (с 48% до 22–32%) и минералов низкой миграционной способности (с 5% до 3–4%).

Интересно отметить, что в ряду «фон – агрорайон – город – свалка» происходит направленное увеличение суммарного количества минералов, обладающих выраженной магнитной восприимчивостью. Это, очевидно, характерно для донных отложений и других осадочных образований, формирующихся в зонах техногенного загрязнения. Так, в отложениях р. Тиз (Великобритания), в водосборном бассейне которой расположены промышленные и горнорудные предприятия, были установлены повышенные содержания магнитных минералов [1023]. Последние, по мнению авторов цитируемой работы, служат характеристикой степени загрязнения рек техногенными веществами. Французские исследователи для оценки уровня накопления в почвах, донных отложениях и речной взвеси тяжелыми металлами («интенсивности загрязнения») предлагают использовать способ, основанный на анализе магнитных свойств указанных отложений: магнитной восприимчивости и остаточной намагниченности [866]. В основе способа лежит принцип возрастания величины этих показателей при увеличении степени загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. В ФРГ запатентован способ для выявления зон загрязнения в поверхностных водных объектах [1067], основанный на том, что в техногенном осадочном материале, поступающем в водные объекты, как правило, содержатся частицы, обладающие некоторой намагниченностью. Накапливаясь в водных объектах, они увеличивают намагниченность донных отложений.

Яркой особенностью техногенных илов является увеличение в них количества новообразований, прежде всего, карбонатных минералов и гидроксидов железа (рис. 65), а также лимонитизированных обломков (табл. 199). Увеличение содержания карбонатных минералов в русловых отложениях водотоков агрорайона, судя по всему, обусловлено длительным применением здесь минеральных удобрений и других агломелиорантов. В зоне влияния города карбонатные минералы в значительных количествах поступают в составе взвеси сточных вод. Известно также [303],

что для карбонатов характерно тяготение к наиболее тонким фракциям речных отложений, свидетельствующее об их образовании за счет осаждения взвесей. Этим, вероятно, отчасти и объясняется высокое количество карбонатных минералов в илах в зоне влияния города. В водоемах и водотоках, дренирующих свалку отходов, не исключен хемогенный путь образования карбонатных минералов.

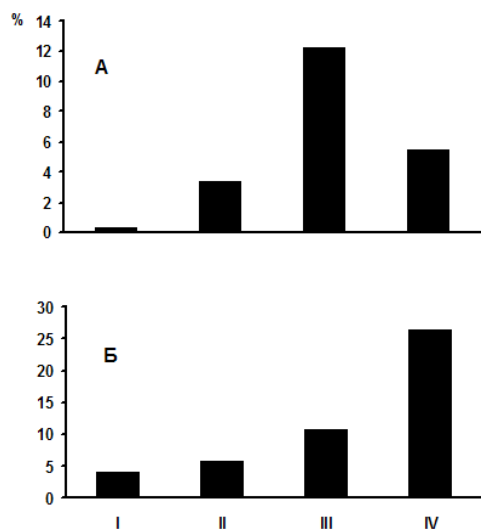


Рис. 65. Карбонатные минералы (А) и гидроксиды железа (Б) в русловых отложениях (бассейн р. Пахры) [741].

В тяжелой фракции русловых наиболее распространенными новообразованиями являются гидроксиды железа, причем в условиях техногенеза количество этих образований, особенно в илах, формирующихся в водоемах и ручьях свалки, существенно возрастает. Хорошо известно, что в условиях техногенного загрязнения поступление в реки железа в составе сточных вод всегда велико (в том числе, в виде неорганических коллоидов, состоящих из гидратов оксидов Fe и силикатов Fe [943]). В контакте с воздухом при обычных для природных растворов pH двухвалентное железо переходит в трехвалентное [121]. В достаточно аэрированных водах с pH около 5 и выше при содержании Fe^{3+} более 0,01 мг/л железо представлено не ионами, а коллоидными частицами и их сгустками или входит в состав органических соединений. Это справедливо для речных вод, в которых содержание Fe^{3+} обычно превышает указанную выше теоретическую величину. Образование коллоидной водной окиси железа в зоне гипергенеза представляет широко распространенный

процесс. В ходе русловой миграции происходит окисление железа, чему отчасти способствует преимущественно слабощелочная среда основной массы речных вод, и последующее выпадение в виде смеси оксидов и гидроксидов. В результате гидратации оксиды железа поглощают воду и превращаются в гидратированные оксиды или гидроксиды железа [399]. Со временем (путем естественного старения) возможен переход аморфных гидроксидов железа в кристаллические разновидности – в гетит, гематит, лимонит [121, 134]. Этому способствуют содержащиеся в иловых водах органические кислоты и пониженная концентрация кислорода [828]. В ручьях и водоемах свалки, где наблюдается максимальное содержание гидроксидов железа, их осаждению способствует щелочная среда. Высокое содержание гидроксидов железа в определенной мере обуславливает повышенную ожелезненность техногенных илов.

Присутствие значительных количеств лимонитизированных обломков в техногенных илах является, судя по всему, типичным для таких отложений явлением. Лимонит может накапливаться за счет разложения гуматных соединений железа под действием кислорода (в речной воде существенная доля растворенного железа связана с гуминовыми коллоидами [987]). Процесс лимонитизации осуществляется практически на всех стадиях формирования зоны гипергенеза; меняются лишь минералы – механические примеси в лимонитах [828]. Не исключено, что в илах доминируют такие минералогические разновидности гидроксидов железа, как гетит и лепидокрокит. В частности, окисление железа может протекать и в поверхностном слое исходного минерала с образованием метастабильных пленок лепидокрокита или маггемита с последующими переходами их в гематит [121, 828]. Согласно [365], лимонит нередко нацело образован гетитом.

Результаты рентгенографического анализа свидетельствуют о том, что в ОСВ присутствуют значимые количества аморфного глинозема (2,5–5,6%) и кальцита (от 0,4% в ОСВ г. Климовска до 12,7% в ОСВ г. Подольска), а также доломита (до 1,5%) и гипса (до 0,8%). Эти минералы, типичные для условий техногенеза, образуются, судя по всему, в ходе обработки сточных вод и последующего размещения ОСВ на иловых площадках. В техногенных илах р. Пахры и ее притоков (Петрица, Свинорье) рентгенографический анализ выявил практически повсеместно присутствие аморфного глинозема (0,3–13,9%) и кальцита (0,7–10,7%), достаточно часто встречаются доломит,

гипс, ангидрит, аморфный карбонат, пирит, марказит, ярозит, диаспор. Известно, что в природных условиях центральной части Русской равнины эти минеральные новообразования, как правило, характерны для старичных, пойменных, болотных и значительно реже для русловых заиленных отложений [303]. Тем не менее их присутствие в русловых техногенных илах закономерно, поскольку эти типичные гипергенные и аутигенные минералы поступают в водотоки в составе техногенной взвеси и образуются непосредственно в речной среде в специфических условиях обстановки техногенного осадконакопления даже на стадии раннего диагенеза аллювиальных отложений. Наличие в илах (особенно в водоемах свалки и в местах наиболее интенсивного их накопления) пирита и марказита указывает на восстановительную среду в отложениях [552]. Если в природном аллювии новообразования сульфатов встречаются очень редко, поскольку сульфатная минерализация эфемерна, недолговечна, легко трансформируема [303], то присутствие гипса в техногенных отложениях свидетельствует об идущих в них процессах сульфатообразования, обусловленных наличием значительных количеств кальция в илах и поступлением сточных вод с высоким содержанием сульфатов. Не исключено формирование минералов-солей в ходе очистки сточных вод на очистных сооружениях и их поступления в реку в составе техногенной взвеси. Нахождение в отложениях р. Пахры ниже впадения в нее р. Оранки таких редких (для данного речного бассейна) минералов как ранкинит и гидросодалит, установленных рентгенографическим анализом, является, вероятно, следствием поступления в Оранку сточных вод г. Троицка. Необходимо отметить, что многие аутигенные минералы, минеральные группы и изоморфные ряды, типичные для техногенных илов, могут поступать в водотоки с поверхностным стоком с городских территорий. Так, установлено, что в культурных слоях и почвогрунтах городов присутствуют такие аутигенные минералы, как карбонаты кальция (кальцит, люблинит, арагонит) и железа (сидерит), фосфаты железа (вивианит и его модификации), кальциевые фосфаты (курскит, подолит), сульфиды железа (пирит и марказит), сульфаты (гипс, полугидрат, ярозит), кристаллические формы оксидов и гидроксидов железа (гетит, гидрогетит, гематит, лепидокрокит и др.), халцедон (псевдоморфозы по органическим остаткам) и др. [224–226].

В терригенной минералогии для оценки степени влияния местных более древних осадочных пород на состав четвертичных отложений обычно используют так называемый коэффициент влияния местных пород. Считается, что низкие значения этого коэффициента указывают на увеличение участия обломков более древних пород в составе четвертичных отложений [171]. Например, для аллювиальных песков Белорусского Поднепровья значения коэффициентов влияния местных пород находятся в пределах 9,7–17,2 [285]. Характерно, что аналогичные показатели для отложений фонового и сельскохозяйственного районов бассейна р. Пахры составляют 12,6 и 11,8 соответственно, а для техногенных илов они снижаются до 3–3,7. Заметное уменьшение значений указанного коэффициента в зонах влияния города и свалки явно свидетельствует о ведущей роли в

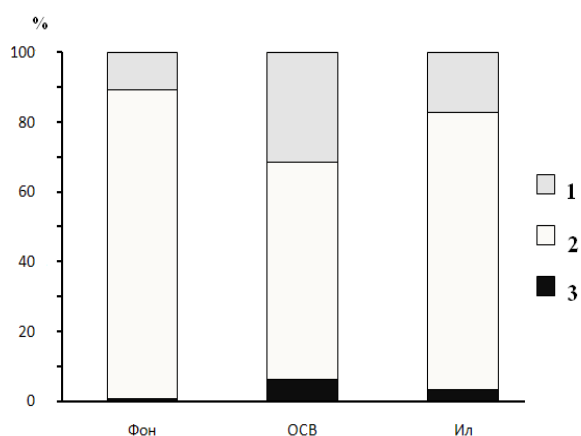


Рис. 66. Состав фонового аллювия, ОСВ г. Подольска и техногенных илов р. Пахры.
1 – аморфное вещество, 2 – неглинистые минералы, 3 – глинистые минералы.

формировании минерального состава распространенных здесь русловых отложений техногенного осадочного материала, поступающего в водотоки с освоенных территорий.

Как было отмечено выше, техногенные речные илы характеризуются присутствием значительного количества аморфного (рентгено-аморфного) вещества. Так, если в фоновых условиях бассейна р. Пахры доля аморфной фазы в русловом аллювии составляет около 11%, то в техногенных илах она увеличивается до 30% и более (рис. 66, табл. 203). Высокая доля аморфных веществ в осадках городских сточных вод свидетельствует о том, что сточные воды (техногенная взвесь) являются основным источником их поступления в водотоки. Аморфное вещество, присутствующее в илах, играет важ-

ную геохимическую роль, в существенной мере определяя их значимость, с одной стороны, как концентраторов многих загрязняющих веществ, с другой – как потенциальных источников вторичного загрязнения водной массы при диагенетических преобразованиях отложений. Наличие в осадочных отложениях значительного количества рентгеноаморфного вещества существенно увеличивает их коллоидальную активность, набухание, водопроницаемость, липкость, гидрофильность [134]. Аморфные вещества, образующиеся в зоне гипергенеза и поступающие в седиментационные бассейны, дают начало различным новообразованиям, которые нередко представляют собой трудно диагностируемые сложные полиморфные образования [365, 444, 828].

Таблица 203. Баланс основных составляющих русловых отложений и ОСВ (фракция < 1 мм), %

Место	Глинистые минералы	Неглинистые минералы	Аморфное вещество
<i>Фоновый аллювий</i>			
Верховья р. Пахры	~0,1	88,5	11,4
<i>Осадки городских сточных вод (ОСВ)</i>			
г. Подольск	6,2	62,2	31,6
г. Климовск	2,2	64,3	33,5
<i>Техногенные илы, р. Пахра</i>			
50 м ниже Оранки	0,2	83,0	16,8
100 м ниже Черного	3,4	79,1	17,5
<i>Техногенные илы, р. Петрица</i>			
верховье	0,5	60,3	39,3
г. Климовск	0,2	72,5	27,3
г. Климовск	0,6	68,8	30,6
300 м выше устья	0,1	72,2	27,7
<i>Техногенные илы, р. Оранка</i>			
ниже г. Апрелевки	1,2	69,8	29,0
с. Бол. Свинорье	0,1	75,2	24,7

Дифференциально-термический анализ показал наличие в техногенных илах глинистых минералов, тогда как в фоновом аллювии р. Пахры они на дифференциальной кривой практически не проявились. По данным рентгенографического анализа, количество глинистых минералов в фоновом аллювии не превышает 0,1% (табл. 203, 204). В зонах техногенного загрязнения их количество заметно увеличивается, изменяясь от 0,2 до 3,4%. Особенно велико содержание глинистых минералов в осадках сточных вод, образующихся на очистных сооружениях Подольска и Климовска.

Таблица 204. Глинистые минералы в различных отложениях (фракция < 1 мм)

Место	Идентифицированные глинистые минералы
<i>Фоновый аллювий</i>	
Верховья р. Пахры	Иллит (~ 0,1) *
<i>Осадки сточных вод</i>	
г. Подольск	Каолинит и хлорит (4,2), смектит (2,5), иллит (1,8)
г. Климовск	Иллит (1,4), каолинит и хлорит (0,4)
<i>Техногенные илы, р. Пахра</i>	
50 м ниже Оранки, г. Троицк	Иллит (0,1)
100 м ниже Черного, сток г. Подольска	Иллит (3,9), смектит (0,1)
<i>Техногенные илы, р. Петрица</i>	
верховье	Иллит (0,6), каолинит и хлорит (0,1)
г. Климовск	Иллит (0,2)
г. Климовск	Иллит (0,4), каолинит и хлорит (0,4)
300 м выше устья	Иллит (0,1)
<i>Техногенные илы, р. Свинорье</i>	
ниже г. Апрелевки	Каолинит и хлорит (0,9), иллит (0,6),
створ с. Б. Свинорье	Иллит (0,1)

* В скобках – содержание в процентах (без учета аморфного вещества).

Более высокие уровни глинистых минералов в ОСВ г. Подольска находят отражение в их существенно повышенных количествах в техногенных илах р. Пахры, формирующихся в ее русле

ниже руч. Черного, по которому осуществляется сброс сточных вод. В фоновом аллювии из глинистых минералов идентифицирован иллит. В ОСВ обнаружены иллит, каолинит, смектит и хлорит. В техногенных илах р. Пахры и ее притоков практически повсеместно присутствует иллит, достаточно часто встречаются каолинит и хлорит. Характерно наличие значимых количеств смектита в илах р. Пахры ниже руч. Черного. Не исключено, что в данном случае смектит представляет собой тонкоземлистый агрегат глинистых минералов (болюс), состоящий главным образом из монтмориллонита, кварца и кальцита, образующийся в ходе очистки относительно высоко минерализованных сточных вод. Известно, что смектиты обычно встречаются в виде исключительно мелких кристаллов (< 1 мкм), тогда как размер зерен каолинита и хлорита часто может превышать 2 мкм. Присутствие значимого количества каолинита (как и других глинистых минералов) в техногенных илах р. Пахры и ее притоков свидетельствует об их поступлении со сточными водами и поверхностным стоком с городских территорий, что подтверждается повышенными содержаниями этих минералов в ОСВ. Кроме того, в достаточно агрессивных условиях обстановки техногенного осадконакопления может происходить разрушение порообразующих минералов с образованием в небольших количествах глинистых минералов (например, вторичных хлоритов, смектитов, каолинита, иллита).

Таким образом, в пределах незначительного по площади бассейна р. Пахры влияние техногенеза проявляется в развитии русловых отложений, существенно различающихся своим минеральным составом. В природных условиях подобные резкие пространственные изменения минерального состава руслового аллювия в пределах единой питающей провинции наблюдаются редко. Как правило, наблюдаемые пространственные изменения минерального состава руслового аллювия не существенны и не приводят к кардинальному изменению свойственной аллювию данной реки минеральной ассоциации.

Бассейн реки Нуры

Главной особенностью минерального состава техногенных илов, развитых в р. Нуре, является низкое содержание в них кварца и очень высокое – аморфных веществ (табл. 205) [720, 725, 726, 766]. С этих позиций илы могут быть охарактеризованы как отложения, отличающиеся весьма низкой химической зрелостью. В техногенных илах р. Нуры идентифицированы портландит (типичный минерал цемента), а также гидрокаюмит, очень редкий и сопутствующий портландиту минерал (образуется за счет редких силикатов кальция типа ларнита, встречающегося в известняках). Оба минерала закономерно присутствуют в отходах карбидного производства завода «Карбид» и в материале гидрозолоотвалов КарГРЭС-1. Известно, что при взаимодействии с водой оксида кальция – важного компонента золы, в значительных количествах образуется портландит [398], а за счет процессов гидролиза и гидратации в золоотвалах может формироваться и гидрокаюмит. Не исключено, что их образование происходит и непосредственно в русле реки после осаждения техногенного материала. В составе техногенных илов обнаружены таумасит (очень редкий в природе минерал, для которого обычно характерны землистые либо скрытокристаллические массы, игольчатые, спутанно-волокнистые агрегаты, но закономерно присутствующий в значительных количествах в отходах карбидного производства) и кальцит (являющийся, как известно, основным минералом известняков; он также используется в производстве цемента и в качестве флюса в металлургии). Наличие больших количеств кальцита в эпифитовзвеси свидетельствует, возможно, об активно идущих процессах его вторичного образования непосредственно на макрофитах, но, скорее всего, указывает на значимое поступление этого минерала в составе взвеси поступающих в реку сточных вод. Типично присутствие во всех изученных отложениях глинистых минералов – смектитов, иллита, каолинита.

Данные, приводимые в табл. 205, свидетельствуют о том, что основной матрицей техногенных илов в существенной степени является материал гидрозолоотвалов КарГРЭС-1, поступавший в р. Нуру со шламовыми водами и при аварийных сбросах, меньшую роль играют отходы карбидного производства и взвесь (осадки) сточных вод. Так, илы отличаются высоким содержанием

муллита – обычно искусственного продукта, образующегося при высоких температурах. Хорошо известно, что именно для золы каменных углей характерно наличие значительных выделений типа муллита (содержащих свыше 70% глинозема, что отражается в химическом составе илов), а также метакалина, силикатов и алюминатов кальция; зола углей отличается также высокими содержаниями стеклофазы, аморфного глинистого вещества, частиц кокса [206, 398, 547, 549, 1025]. Установлено также, что высокая степень аморфизации структуры, преобладающее содержание стекловидных частиц тонких фракций, наличие силикатов и алюминатов кальция и свободных оксидов кремнезема и глинозема обуславливают активность угольной золы, т. е. ее способность при затворении водой взаимодействовать с гидроксидом кальция с образованием гидросиликатов, гидроалюминатов и других соединений, обеспечивающих структурообразование искусственного камня. Скопления (массив) подобного искусственного камня (искусственного седиментита) наблюдалось в устье Главной канавы стоков, где из-за резкого снижения уровня воды в р. Нура (из-за снижения подачи воды по каналу Иртыш – Караганда) верхняя часть накопившихся здесь техногенных илов перешла в полустатопленное состояние.

Таблица 205. Минеральный состав различных техногенных образований в зоне влияния г. Темиртау, % [726]

Отложения	Кварц	Альбит	Калиевые полевые шпаты	Амфибол	Кальцит	Кальций-алюмосиликат	Иллит	Каолинит
Шлам-1	2,9	–	–	–	18,4	–	сл.	сл.
Шлам-2	1	–	–	–	10,3	сл.	сл.	–
Шлам-3	1	–	–	–	8,2	сл.	сл.	–
ОСВ-1	66,3	6,1	2,4	–	3,2	–	сл.	сл.
ОСВ-2	7,5	0,5	сл.	–	сл.	–	сл.	–
ОСВ-3	4,8	0,5	сл.	сл.	4,8	–	сл.	–
Зола	13,8	–	–	–	сл.	–	сл.	–
Эпифитовзвесь	8,6	сл.	–	–	22,6	–	сл.	–
Техногенный ил	21,5	1,9	–	сл.	1,8	–	сл.	сл.

Окончание табл. 205

Отложения	Смектиты	Муллит	Таумасит	Гипс	Гематит	Портландит	Гидрокаломит	СА
Шлам-1	сл.	–	24,6	–	–	сл.	2	~50
Шлам-2	сл.	–	сл.	сл.	–	24	3	~36
Шлам-3	сл.	–	сл.	сл.	–	29,5	3	~39
ОСВ-1	сл.	–	–	–	–	–	–	~78
ОСВ-2	сл.	–	–	7	0,5	–	–	~17
ОСВ-3	сл.	сл.	–	–	0,5	–	–	~11
Зола	сл.	23	–	–	–	–	–	~37
Эпифитовзвесь	сл.	–	–	–	–	–	–	~32
Техногенный ил	сл.	13,6	0,5	–	сл.	сл.	сл.	~40

Примечание. Шламы: (1–3) – отходы карбидного производства: 1 – из болота Жаур (старый отстойник), 2 – из действующего отвала, 3 – из старого отвала; ОСВ (1–3) – осадки сточных вод: 1 – с полей смешения (сток химзавода и бытовой сток г. Темиртау), 2 – старые иловые карты, 3 – новые иловые карты; зола – материал из золоотвалов; эпифитовзвесь (речная взвесь, осажденная на макрофитах) – проба отобрана из р. Нуры ниже Главной канавы стоков; техногенный ил – р. Нура, там же; СА – степень аморфности, % (остаток, представляющий собой аморфную массу); сл. – следы.

Судя по всему, подобная ситуация, когда основная вещественная матрица техногенных илов формируется в результате поступления в реку больших количеств золы, образующейся при сжигании каменного угля, не такая уж редкая на практике. Так, по данным [1024], в конце 1980-х гг. в Индии ежегодно использовалось $1,61 \times 10^8$ т суббитуминозных углей с очень высокой зольностью (более 40%), причем примерно 40% углей сжигается для производства электроэнергии, а образующаяся в ходе сжигания зола сбрасывается в местные реки, что, безусловно, влияет на процессы современного аллювиального седиментогенеза. Например, в р. Коради, в р. Тава и в одноименное водохранилище (Мадхья Прадеш, Индия) смывается до 800–1000 т золы в сутки от расположенных здесь двух электростанций [1021], что коренным образом изменило процессы осадконакопления в водных объектах и обусловило интенсивное загрязнение последних широкой группой хими-

ческих элементов (Fe, Mn, Cu, Zn, Co, Ca, Mg, Na, K), а также привело к исчезновению из бентосного сообщества некоторых видов организмов и перестройке донных биоценозов. Формирование в руслах рек промышленно-урбанизированных районов особых седиментитов, представляющих собой своеобразные техногенные осадочные породы, очевидно, относительно широко распространено на практике. Например, в современном аллювии р. Березины в зоне влияния г. Бобруйска (ТЭЦ, предприятие «Бобруйскшина», фанеро-деревообрабатывающий комбинат) обнаружены техногенные глинисто-карбонатные слои, мощностью от 10 до 70 см при простирании слоев около 7 м [498]. Отложения сложены глинистым мергелем, неравномерно ожелезненным, с сетчатой текстурой и примесью зерен кварца, полевых шпатов и техногенных частиц алевритовой размерности. Новообразование идентифицировано как известняк глинистый (мергель) неравномерно ожелезненный. Рентгеновским методом установлена основная кальцитовая фаза с набором рефлексов, свойственных упорядоченному кальциту. Выявлены также каолинит, кварц, полевые шпаты и новообразованный доломит, а также некоит, редко встречающийся в природе минерал, образующийся обычно в результате искусственного синтеза при 100°C. Указанные отложения (в сравнении с русловыми песками и природными карбонатами в русловых отложениях Припяти) заметно обогащены Ni (в несколько раз), V (в 10–50 раз), Cu (в 20–30 раз) и другими элементами. Химический состав, минералогические особенности и морфологический облик включений (отсутствие окатанности) свидетельствуют об искусственном генезисе данного новообразования. В р. Б. Гремячая (правый приток р. Вильвы, бассейн Чусовой), обнаружены техногенные конгломераты, образованные при цементации русловой гальки гидроксидно-железистыми осадками, формирующими за счет поступления в реку кислых стоков шахт Кизеловского угольного бассейна [445]. Состав самоизливающихся шахтных вод сульфатно-железистый, причем Fe более чем на 90% находится в двухвалентной форме. На участке смешения речных и шахтных вод наблюдается интенсивное техногенное минералообразование. На спокойных участках русла образуется опалесцирующая сероватая со слабым зеленоватым оттенком взвесь коллоидных частиц гидрозакаси железа. При испарении воды и доступе кислорода воздуха гидрозакаси железа окисляется с образованием рыжих рентгеноаморфных седиментитов гидроксида железа. Гидрозакаси железа, влекомая водным потоком, проникает в промежутки между речной галькой, а в меженьный период, когда русло в отдельных местах осушается, превращается в гидроксид железа, цементирующий гальку, что обуславливает формирование консолидированной осадочной горной породы – конгломерата. В р. Б. Гремячая (приток р. Вильвы, бассейн р. Чусовой), обнаружены современные техногенные конгломераты, образованные при цементации русловой гальки гидроксидно-железистыми осадками, формирующими за счет поступления в реку кислых стоков после ликвидации шахт Кизеловского угольного бассейна [445].

Необходимо отметить, что для русловых отложений, развитых в реках урбанизированных районов, типичным является присутствие асбестовых волокон, которые могут играть определенную роль в формировании как физических свойств, так и химического состава техногенных илов [683, 746]. В частности, большая удельная поверхность асбестовых волокон предопределяет их высокую адсорбционную активность. Особенно хорошо на волокнах асбеста сорбируются гидроксиды щелочных и щелочноземельных металлов, а также некоторые макроэлементы. Как правило, адсорбционная способность асбеста к катионам в 2–3 раза больше, чем к анионам. При длительном нахождении в воде хризотил-асбест набухает (тем больше, чем меньше длина асбестовых волокон), при этом адсорбционная способность его заметно возрастает. Набухание, судя по всему, интенсифицирует ионный обмен. В обводненной среде асбестовые волокна способны присоединять и удерживать на своей поверхности частицы цемента, молотого песка, извести и т. д. Кроме того, при определенных условиях волокна асбеста достаточно легко образуют с водой суспензию и активно проявляют коллоидные свойства. В кислых растворах частицы хризотил-асбеста приобретают положительный, в щелочных – отрицательный заряд. Очевидно, что в донных отложениях рек освоенных районов присутствует также тальк, поступающий из техногенных источников. В частности, тальк в качестве наполнителя входит в состав дустов (порошкообразных пестицидов), которые в свое время массово применялись на значительных территориях во многих странах мира [723]. В летнее время содержащийся в пестицидах тальк легко выдувался ветром и переносился на

огромные расстояния. Можно предположить, что таким способом в окружающей среде были рассеяны значительные количества тонкоизмельченного талька. Например, тальк в настоящее время широко распространен в эоловой пыли в атмосфере над океанами. В атмосфере над Индийским океаном выявлена хорошо выраженная тенденция приуроченности этого минерала к Австралии, в пределах которой широко применялись (и, очевидно, применяются) пестициды-дусты, содержащие тальк [522].

4.4. Искусственные частицы в техногенных илах

В промышленно-урбанизированных районах определенную роль в формировании состава речных отложений играют разнообразные искусственные частицы, поступающие в реки с поверхностным стоком и сточными водами [820]. Например, в техногенных илах рек бассейнов Пахры, Инсара и Нуры в зонах влияния источников загрязнения присутствуют частицы шлака, бетона, кирпича, искусственных битумных и волокнистых материалов, пластмассы, полиэтилена, кусочки резины, древесных материалов, мелкие металлические фрагменты, обломки искусственного стекла и т. д., которые с полным основанием могут считаться составной и достаточно характерной частью данного типа отложений. В русловом аллювии р. Гудзон (США) среди гравийных и песчаных зерен в большом количестве были обнаружены частицы шлака, металлические шарики, обломки стали, окалины, которые насыщали слой отложений мощностью до 0,3 м и более (McCrone, 1967), цит. по [415]).

В современных русловых отложениях рек промышленных районов Урала в зоне влияния угольных шахт в значительных количествах присутствуют частицы угля и шлаки, пепел, магнитные сферулы; в зоне влияния металлургических заводов – металлическая стружка, шлаковые частицы, обломки строительных материалов и искусственного стекла [337, 357, 358, 415, 418, 997]. Особенно широкое распространение получили шлаковые частицы в виде темно-серых сферических и каплевидных пустотелых образований с шероховатой или гладкой поверхностью. Значительная часть их раздроблена и представлена скорлуповатыми фрагментами пустотелых шаров. Частицы шлака разделяются на два вида – стекловидные и металловидные частицы. Среди последних распространены как магнитные, так и немагнитные разновидности, но в основном шлаковые частицы попадают в магнитную фракцию, некоторые – в электромагнитную. Техногенные (искусственные) частицы, присутствующие преимущественно в тяжелой фракции, в существенной мере определяют петрографический облик и минеральный состав современных речных отложений. Например, максимальное содержание стекловидных шлаковых частиц в отложениях р. Миас достигает почти 7%, металловидных (песчаные отложения р. Чусовой, ниже отвала металлургического завода, г. Чусовой) – до 30%. Наличие таких частиц сказывается на составе и выходе тяжелой фракции отложений. Так, если содержание тяжелой фракции в песчаных русловых отложениях на отрезке долины выше завода составляет 5–6%, то ниже по течению – 40%. Размеры шлаковых частиц находятся в основном в пределах 0,5–0,01 мм. Зона влияния техногенных источников, фиксируемая по шлаковым частицам, прослеживается более чем на 100 км. При этом крупные частицы шлака (> 0,25 мм) исчезают в тяжелой фракции на удалении в 50 км от источника, частицы размером 0,25–0,1 мм – в 100 км, а шлаковая пыль размером менее 0,1 мм переносится, видимо, на сотни км. В классе 0,5–0,25 мм шлаковые частицы составляют от 2 до 50% веса тяжелой фракции, 0,25–0,1 мм – от 45 до 70%, менее 0,1 мм – 75–95%. Даже на расстоянии в 50 км ниже источника общее содержание шлаковых частиц составляет 70% от веса тяжелой фракции (10 кг/м³ в отложениях). Гранулометрический состав техногенных продуктов в русловых отложениях закономерно меняется вниз по течению: вблизи источника преобладают частицы размером 0,5–0,25 мм, при удалении – крупностью менее 0,1 мм (табл. 206). Шлаки представляют собой сложное неоднородное образование, состоящее из кристаллического и аморфного вещества. Рентгенометрически в составе кристаллической части металловидных шлаков обнаружены магнетит (97,6%) и кварц (2,4%), в составе металловидного шлака, присутствующего в тяжелой фракции, – диопсид (41,1%),

кварц (43,8), анкерит (14,5), магнетит (0,6%); в составе стекловидных шариковых частиц со сферическими образованиями – муллит (46%), магнетит (28,2), кварц (15,3), андезит (8,5), гипс (2%).

Исследования показали, что характерным техногенным компонентом песков речных отложений (особенно прирусловых отмелей) р. Миасс (в зоне влияния г. Челябинска), р. Исеть (г. Екатеринбург), р. Урал (г. Магнитогорск), р. Тагил (г. Нижний Тагил) и малых рек на территории г. Перми и ряда других поселений являются магнитные сферулы [358, 415]. Они представляют собой темно-серые металлоподобные образования сферической формы с шероховатой или гладкой поверхностью. Средний размер таких частиц составляет 0,25 мм. Содержание магнитных сферул в речных

Таблица 206 Гранулометрический состав шлаковых частиц в отложениях реки, % [415]

Расстояние от предприятия, км	Класс, мм		
	0,5–0,25	0,25–0,1	< 0,1
5	71	14	15
13	70	16	14
20	52	20	28
28	48	14	38
36	14	41	45
45	20	58	22
53	12	32	56
60	2	20	78
69	–	12	88
78	2	21	77

отложениях указанных районов составляло (в масс. %): р. Косьва – до 1,5, р. Исеть – до 1, р. Тагил – до 0,49, р. Миасс – до 0,14, р. Урал – до 0,04. Как правило, их максимальное количество в аллювиальных отложениях наблюдается в пределах городов (ниже по течению от источника поступления) и снижается с удалением от них. Магнитные сферулы в аллювий поступают вместе с золой и шлаками, прежде всего, в результате размыва отвалов котельных и электростанций, расположенных по берегам рек, а также в виде пыли, оседающей из атмосферы. Так, магнитные сферулы в донных отложе-

ниях рек отмечены на участках русла, расположенных выше по течению источников загрязнения, что связано с процессами воздушного переноса. Миграционная способность магнитных сферул в долинах рек достаточно велика. Так, в р. Косье, которая в среднем течении протекает по территории Кизеловского угольного бассейна и в которую поступает большое количество техногенных сферул от коксохимического завода (район г. Губахи); наибольшее содержание сферул отмечено на удалении 35–50 км от указанного завода. Показательно, что техногенные компоненты в составе речной взвеси и отложений низкой поймы представлены теми же видами, что и в песчаных отложениях: мельчайшими магнитными сферулами, стеклянными шариками, часто с включениями воздуха, переходными разностями между магнитными сферулами и стеклянными шариками, частицами стекла, стекловидного шлака. Установлены также агрегаты гидроксидов железа в виде хлопьевидной массы рыжего цвета (в районе разработки Кизеловского угольного бассейна).

В донных отложениях р. Глубочанки (Прииртышский район Рудного Алтая), испытывающей влияние Белоусовского горно-обогатительного комбината и Иртышского медеплавильного комбината, обнаружены стеклянные шарики, которые состоят из оксидов кремния (до 46,6%), кальция (до 2,9), алюминия (до 13,7), железа (до 6,5), магния (до 5,6), натрия (до 2,7), титана (до 1,3), калия (до 0,5) и марганца (до 0,2%) [585]. Среди стеклянных шариков выделяется группа, обогащенная железом, содержание которого достигает 46,2%. В этих шариках, кроме того, присутствуют оксиды цинка (до 6,8%), в единичном случае отмечен оксид хрома (до 0,4%). Стеклянные шарики имеют неоднородное строение. По периферии в них наблюдаются включения сульфидов железа; встречены частицы металлического железа, частицы, состоящие из меди, мышьяка и сурьмы, а также зерна кадмия. Треки распространения всех перечисленных элементов коррелируют друг с другом. Особенностью шариков и разнообразных включений в них является каплеобразная форма. Спектр элементов, обнаруженных в стеклянных шариках, соответствует комплексу, характерному для колчеданно-полиметаллических руд, что позволяет считать их техногенным продуктом, образующимся при металлургической переработке этих руд.

Своеобразное техногенное минеральное образование было выявлено в русловых отложениях р. Свислочи (Беларусь) [497]. В стречневых песках устойчиво отмечались остригребристые обломки размерами от 10 мм до менее 1 мм, от светло-голубого до синего цвета, для которых был характерен стеклянный блеск и слабое просвечивание по краям. Их источником служила шлаковая подсыпка (дамбирование) берегов реки. По мнению автора цитируемой работы, химический состав и

морфология обломков свидетельствуют о том, что данное образование является щелочным стеклом, которое в естественных условиях не образуется.

В современных отложениях оз. Эри установлено двадцать типов частиц техногенного происхождения, которые встречались практически на всей акватории водоема [887]. Их типизация осуществлялась на основе физических характеристик: цвета, блеска, формы, структуры, химического состава и других отличительных черт. Практически все они были непрозрачными, многие характеризовались шаровидной структурой, что придавало им вид частиц шлака, причем все они легко отличались от природных минералов и обломков горных пород. Установлено, что одни частицы поступают из промышленных источников (наибольшее количество образуется при сжигании ископаемого угля и автомобильного топлива), другие представляют собой частички недожженного угля, причем некоторые из них схожи с частицами, образующимися при высокотемпературной трансформации пирита. В табл. 207 приведен химический состав наиболее распространенных типов техногенных частиц в сравнении с составом угольной летучей золой и углем. Исследования показали, что накопление подобных искусственных (техногенных) частиц в отложениях озера началось в начале XX в.

Таблица 207. Химический состав техногенных частиц, присутствующих в донных отложениях оз. Эри [287]

Элемент	Техногенные частицы, размер более 1000 мкм				Летучая зола, размер 44–74 мкм	Уголь, среднее
	Тип 1	Тип 4	Тип 5	Тип 8		
в %, по массе						
Si	4	0	49,47	< 1	18	2,49
Al	16	2,29	20,26	< 1	9,4	1,29
Fe	10	1,67	13,19	< 1	18	1,92
Ti	< 1	0,08	1,23	0	0,61	0,07
Ca	< 1	0,71	2,23	< 1	5,4	0,77
K	< 1	0,10	1,61	< 1	1,2	0,16
S	< 1	4,08	0,01	< 1	1,3	3,27
мг/кг						
Cu	150	59,9	35,4	—	260	15,16
Zn	51,4	19,2	7,7	—	411	272,29
Ni	13,5	7,7	55,2	—	140	21,07
Co	4,3	0	16,3	—	27	9,57
Cd	0,44	1,3	0,52	—	< 10	2,52
Pb	6,8	4,2	2,4	—	160	34,78
Cr	4,3	4,1	7,9	—	90	13,75

Детальные исследования распределения техногенных частиц в речных наносах, пляжевых и донных отложениях Азовского моря выполнены Ю.П. Хрустальевым и его коллегами [211, 212, 620–625]. Авторы установили, что в донных отложениях Азовского моря среднее содержание техногенного материала составляет 5,11% (табл. 208). Это связано с тем, что в твердом стоке рек, впадающих в Азовское море, присутствуют существенные количества разнообразных частиц техногенного (в том числе, искусственного) происхождения; значима также поставка указанных частиц в составе аэрозольного материала (табл. 209). В частности, в акваторию Азовского моря ежегодно с речным стоком поступает 177,3 тыс. т техногенного материала, из которых на долю р. Кубани приходится 55,7%, на долю р. Дона – 41,6% (табл. 210). В целом в составе твердого стока рек техногенный материал (идентифицированные техногенные частицы) составляет почти 8,6%.

Следует отметить, что сток малых рек в техногенной составляющей баланса по объему (для Азовского моря в целом) играет незначительную роль, однако существенно влияет на загрязнение предустьевых областей. Выделяется несколько основных видов (типов) техногенных частиц, присутствующих в речной взвеси, выносимых в Азовское море и, очевидно, накапливающихся и в речных отложениях. Искусственные волокна, присутствующие во взвеси, представляют собой нити различной окраски длиной 4–5 мм. Нефтепродукты встречаются в виде коричневых смоло- и воскоподобных сгустков крупноалевритовой и мелкопесчаной размерности. Среди рудных частиц преобладают оскольчатые обломки величиной преимущественно от 0,05 мм до 0,1 мм, для которых характерны черно-серый цвет и свежий металлический блеск. Углистые частицы встречаются

в виде угловатых обломков с блестящей черной поверхностью песчаной и крупноалевритовой размерности. Нередко речная взвесь цементирована микросгустковым битумом; фиксируются также крупные (0,1–0,22 мм) образования типа смол неправильной формы и пластинчатые сгустки размером 0,08–0,3 мм. Авторы цитируемых публикаций приходят к выводу, что техногенный материал, выносимый реками, оказывает значительное воздействие на процессы современного морского седиментогенеза и в существенной мере определяет вещественный состав донных отложений Азовского моря. Наиболее интенсивно техногенная седиментация проявляется в пределах акваторий, расположенных вблизи крупных промышленных центров (гг. Мариуполь, Таганрог, Бердянск). По [127], в донных отложениях и почвах речных долин Черноморского побережья России в значимых количествах присутствуют битумные образования техногенного происхождения.

Таблица 208. Среднее содержание техногенного материала в донных отложениях Азовского моря, % [624].

Техногенный материал	Таганрогский залив	Открытая часть моря	Все море
Рудные обломки,	2,21	1,25	1,40
в т. ч. магнитные	0,03	0,02	0,02
Углистые частицы	1,78	1,07	1,08
Углисто-графитовые частицы	1,11	1,35	1,31
Графитовые частицы	0,54	0,07	0,14
Сажистые частицы	0,47	0,21	0,25
Нефтепродукты	1,46	0,17	0,37
Шлаки	0,66	0,19	0,27
Кирпичная зола	0,33	0,06	0,10
Прочее	0,21	0,05	0,07
Всего	8,79	4,42	5,11

Присутствие в руслах ручьев и малых рек относительно крупных предметов (изделий) искусственного происхождения, как, например, использованных автомобильных шин, металлических бочек, обломков строительного материала и т. п., способствует локальной аккумуляции транспортируемых водотоками наносов и созданию своеобразных аккумулятивных форм руслового рельефа, нередко полностью сложенных техногенными илами. Известны случаи [42], когда замуливание малых рек стимулировало аккумуляцию наносов и деформацию русел, вызывало прорыв излучины и образование острова.

Таблица 209. Среднее содержание техногенного материала в речной взвеси и атмосферном аэрозоле, % [620, 624]

Техногенный материал	Речная взвесь				Аэрозоль	
	Дон	Кубань	Кальмиус	Миус	г. Мариуполь	г. Таганрог
Рудные частицы	2	0,5	2,6	3,00	5	8
Частицы угля	1,6	4,0	4,3	1,0	3	4
Сажистые частицы	1,2	3,0	5,3	2,0	2	2
Графитовые частицы	0,1	0,5	1,5	1,0	1,5	2
Искусственные волокна	3,7	1,5	1,8	1,0	4	редко
Частицы краски	ед.	0,5	0,2	ед.	–	3
Нефтепродукты	2,7	1,5	5,3	ед.	3,5	1
Оксиды и гидроксиды железа	0,7	ед.	1,2	–	5	2
Цветные металлы	–	–	0,3	–	–	–
Всего	12,0	11,5	22,5	8,0	24	22

Таблица 210. Вынос техногенного материала в составе речной взвеси в акваторию Азовского моря [620]

Техногенный материал	Река, тыс. т				Всего	
	Кубань	Дон	Кальмиус	Миус	тыс. т	%
Рудные частицы, в том числе оксиды железа	5,2	19,1	0,6	0,4	25,3	14,3
Углистые частицы	41,6	15,4	0,7	0,1	57,8	32,6
Графитовые частицы	5,2	1,2	0,2	0,1	6,7	3,8
Сажистые частицы	31,2	12,4	0,9	0,2	44,7	25,2
Нефтепродукты	15,6	25,6	0,9	–	42,1	23,7
Прочее	–	0,1	0,6	–	0,7	0,4
Всего	98,8	73,8	3,9	0,8	177,3	100
Твердый сток рек	859	1200	17,3	10,0	2086,3	–

Таким образом, в зонах техногенного загрязнения важную роль в формировании речных отложений играют разнообразные искусственные частицы, поступающие в водотоки с поверхностным стоком и сточными водами, а также седиментиты, формирующиеся непосредственно в руслах рек и представляющие собой своеобразные техногенные осадочные породы.

4.5. Петрохимические особенности техногенных илов

В природных (фоновых) условиях петрохимический состав руслового аллювия средних и особенно малых рек, обладая в каждом конкретном случае определенной спецификой, достаточно однороден в пространственном отношении и практически всегда характеризуется высокими содержаниями кремнезема и глинозема, что является следствием минерального состава (преобладание кварца, присутствие полевых шпатов). Содержание прочих петрогенных оксидов обычно невелико. Иногда в русловом аллювии отмечаются относительно повышенные количества соединений титана, железа, кальция, магния, калия. Пространственные изменения петрохимического состава руслового аллювия обычно являются отражением основных черт геологического строения и процессов выветривания в бассейне эрозии, общих геохимических особенностей аллювиального литогенеза и существующей в водотоках механической дифференциации осадочного материала [285, 303]. Дифференциация химического состава аллювия в диагенетическую стадию особенно четко раскрывается в связи с развитием процессов вторичного минералообразования [285–287, 303, 525, 635]. В целом же в фоновых условиях наблюдается довольно ограниченный набор петрографических (петрохимических) типов русловых отложений равнинных рек, представленных в основном песчаными и песчано-алевритовыми разностями, для которых характерно преобладание мономинеральных кварцевых песков с высокой степенью дифференциации материала, повышенными содержаниями кремния и пониженными алюминия, железа и некоторых других элементов.

Техногенные илы по своему петрохимическому составу резко отличаются от фоновых аллювия, что обусловлено спецификой поступающего с освоенных территорий осадочного материала и своеобразием геохимических условий среды техногенного осадконакопления [752]. Так, химический состав фоновых русловых аллювиев р. Инсар (Республика Мордовия) закономерно близок составу фоновых почв и четвертичных отложений Русской равнины (табл. 211) [689, 703, 780].

Таблица 211. Химический состав отложений, % [703]

Ком по- нент	Русская равнина, Q	ФП	ФА	ОСВ	ВСВ	Техногенные илы, р. Инсар, участок опробования VI					
		Слой опробования, см									
		0–10	0–30	30– 80	–	0–20	20– 60	60–120	120– 180	180– 240	240– 300
SiO ₂	73,58	73,69	81,63	23,87	28,3	44,50	62,32	58,42	57,64	59,24	64,35
TiO ₂	0,34	0,54	0,33	0,25	0,40	0,58	0,64	0,64	0,60	0,61	0,59
Al ₂ O ₃	6,55	6,41	5,22	4,70	5,50	10,05	10,52	10,98	11,00	10,64	9,92
Fe ₂ O ₃	2,10	2,59	4,03	1,04	4,16	3,22	4,24	3,73	3,93	4,72	5,17
FeO	0,94	0,47	0,57	3,00	3,20	2,65	1,36	2,66	3,74	2,30	1,41
MnO	0,044	0,20	0,078	0,04	–	0,048	0,075	0,079	0,076	0,070	0,057
CaO	5,23	0,47	0,78	8,00	8,14	4,10	2,20	2,20	1,80	1,72	1,72
MgO	1,94	0,70	0,37	1,40	2,32	0,92	1,16	1,36	1,05	1,05	0,84
Na ₂ O	0,30	0,55	0,56	0,58	0,88	0,90	0,98	0,92	0,95	1,00	1,00
K ₂ O	0,30	1,48	1,05	0,84	1,15	1,87	1,89	1,89	2,10	2,10	1,89
P ₂ O ₅	–	0,14	0,19	3,00	–	0,99	0,49	0,62	0,38	0,33	0,25
H ₂ O ⁺	–	4,98	1,37	4,81	–	4,50	2,50	2,58	1,82	2,44	2,18
ППП	2,22	7,20	3,66	46,08	41	25,79	10,48	12,23	13,37	12,01	9,88
Собщая	–	< 0,10	< 0,10	1,79	–	0,11	0,17	0,32	0,16	0,37	0,58
CO ₂	–	0,22	0,66	2,75	–	1,29	1,32	1,32	0,77	0,66	0,66

Примечание. Здесь и далее в таблицах: прочерк означает отсутствие данных; Q – четвертичные отложения Русской равнины [484]; ФП – фоновые почвы; ФА – фоновый русловой аллювий; ОСВ – осадки сточных вод, образующиеся на очистных сооружениях г. Саранска; ВСВ – взвесь сточных вод; ТИ – техногенные илы (расположение участков опробования, обозначаемых римскими цифрами); ППП – потери при прокаливании; здесь и далее расположение участка VI – см. рис. 56.

Заметные различия проявляются в более высоких содержаниях оксидов кальция и магния и в меньшем количестве оксидов калия и марганца в четвертичных отложениях, в повышенных концентрациях оксида железа в аллювии и органического вещества в почвах. В сравнение с почвами аллювий обогащен кремнеземом (присутствие устойчивого кварца), оксидом кальция и карбонатами (щебень карбонатных пород), обеднен глиноземом и диоксидом титана (видимо, следствие невысокого содержания глинистых минералов), а также содержит меньше конституционной воды.

Петрохимический состав техногенных илов, развитых в русле Инсара, особенно вблизи г. Саранска, резко отличен от состава фоновых аллювий и относительно стабилен в вертикальном разрезе [689, 698, 703, 744]. Исключение составляет верхний слой илов (обычно 0–20 см), для которого характерно высокое содержания органики, оксида кальция, несвязанной воды и пониженное – кремнезема. Книзу в толще илов наблюдается закономерная тенденция увеличения содержания серы и уменьшения количества оксида Ca и бикарбонатов; для закиси Fe и пятиоксида P фиксируется неоднородное распределение. Петрохимическое своеобразие илов достаточно стабильно выдерживается и вниз по руслу (табл. 212). Определенные (и закономерные) изменения, проявляющиеся в увеличении доли SiO₂, снижении количества органических веществ и Al₂O₃, связаны в основном с гидродинамическими факторами, способствующими более активному накоплению в русле реки песчаных фракций, а также с диагенетическими процессами, обуславливающими разрушение алюмосиликатов, сорбционно-карбонатных новообразований и преобразование свежесоздаваемых гидроксидов Fe, Al, Mn. В конце изученного участка в силу разубоживания техногенного материала природным веществом в составе илов доминируют песчаные фракции и SiO₂, увеличиваются значения показателя окисления Fe, снижаются содержания органики, Al₂O₃, общей серы, TiO₂. По содержанию и особенностям соотношения компонентов петрохимического состава илы отличаются от фоновых аллювий меньшим количеством SiO₂, увеличением содержания органического вещества, Al₂O₃, оксидов Ca и Fe, закиси Fe, бикарбонатов и др. По сравнению с осадками сточных вод в илах отмечены более высокие содержания SiO₂ и Al₂O₃ и меньшие – органических веществ. Можно сказать, что с точки зрения химического состава илы занимают своеобразное промежуточное положение между ОСВ и фоновым аллювием.

Таблица 212. Пространственные изменения химического состава техногенных илов, % [703]

Компонент	ФА	Участок отбора проб техногенных илов								
		II	III	IV	VI	VII	VIII	IX	X	XII
SiO ₂	81,63	56,86	61,07	48,58	62,32	74,96	62,56	65,14	57,42	72,27
TiO ₂	0,33	0,62	0,53	0,58	0,64	0,42	0,53	0,68	0,57	0,49
Al ₂ O ₃	5,22	10,86	9,10	10,15	10,52	6,86	8,87	10,64	9,16	7,84
Fe ₂ O ₃	4,03	4,86	3,51	3,23	4,24	3,87	3,79	3,80	3,75	2,89
FeO	0,57	2,16	1,94	2,66	1,36	1,29	1,94	2,51	2,16	1,00
MnO	0,078	0,141	0,050	0,049	0,075	0,049	0,071	0,079	0,095	0,056
CaO	0,78	2,66	2,04	2,12	2,20	1,10	1,90	1,80	5,43	1,78
MgO	0,37	1,31	1,21	0,94	1,16	0,65	0,84	1,05	1,00	0,79
Na ₂ O	0,56	0,84	0,84	0,90	0,98	0,55	0,80	0,98	0,97	1,08
K ₂ O	1,05	1,89	1,68	1,89	1,89	1,16	1,73	1,89	1,89	1,68
P ₂ O ₅	0,19	0,36	0,59	1,00	0,49	0,31	0,45	0,28	0,49	0,18
H ₂ O ⁺	1,37	3,66	2,72	3,99	2,50	1,63	2,30	2,17	2,40	1,65
ППП	3,66	12,68	13,52	21,82	10,48	6,84	11,29	8,94	14,31	7,56
S	< 0,10	0,17	0,42	0,58	0,17	0,45	0,68	0,28	0,28	0,10
CO ₂	0,66	1,43	0,66	0,99	1,32	0,66	1,20	0,88	4,16	1,26

Примечание. Здесь и далее расположение участков II–VIII см. на рис. 56; участки IX и X – 49 км и 62 км ниже участка II соответственно (р. Инсар), участок XII – р. Алатырь (~70 км ниже устья Инсара)

Петрохимические модули, рассчитанные по [191, 762], указывают на то, что вещественной основой илов является осадочный материал, поступающий в реку с городских очистных сооружений (табл. 213, 214). Так, отмечаются близкие значения многих модулей, с одной стороны, для техногенных образований, с другой – для аллювия, почв и четвертичных отложений. Очень близки значения модулей (гидролизатного, алюмокремниевое, зрелости, кремниевое), отражающих соотношение основных компонентов указанных 2-х групп отложений.

Таблица 213. Петрохимические показатели отложений [703]

Показатель (модуль)	Q	ФП	ФА	ОСВ	BCB	Техногенные илы, слой, см; участок VI					
						0-20	20-60	60-120	120-180	180-240	240-300
Гидролизатный (Al ₂ O ₃ +TiO ₂ +Fe ₂ O ₃ +FeO/-SiO ₂)	0,08	0,08	0,07	0,14	0,27	0,22	0,15	0,18	0,20	0,18	0,15
Алюмокремниевый (Al ₂ O ₃ /-SiO ₂)	0,05	0,05	0,04	0,12	0,12	0,13	0,10	0,11	0,11	0,11	0,09
Калевый (K ₂ O/-Al ₂ O ₃)	0,05	0,25	0,23	0,20	0,23	0,20	0,19	0,18	0,20	0,21	0,20
Платноклазовый (Na ₂ O+CaO/-K ₂ O)	33	1,1	2	16	13	4,5	2,8	2,8	2,2	1,3	1,5
Зрелости, по Петтиджону (SiO ₂ /-Al ₂ O ₃)	19	19,4	26,5	8,6	8,7	7,5	10,1	9	8,9	9,5	11
Степени дифференциации (SiO ₂ /(K ₂ O+Na ₂ O))	153	50	66	21	17	21	29	28	26	26	30
Зрелости материала пород области сноса (Al ₂ O ₃ /-SiO ₂ +MgO+K ₂ O+Na ₂ O)	0,05	0,05	0,04	0,10	0,10	0,12	0,09	0,11	0,11	0,10	0,09
Закисный (FeO/-Fe ₂ O ₃)	0,99	0,40	0,30	6,6	1,7	1,8	0,7	1,6	2,1	1,1	0,6
Окисления (Fe ₂ O ₃ /-FeO)	1,02	2,4	3,3	0,2	0,6	0,6	1,4	0,6	0,5	0,9	1,7
Фемический (FeO+Fe ₂ O ₃ +MgO/-SiO ₂)	0,06	0,03	0,03	0,21	0,27	0,11	0,07	0,07	0,11	0,09	0,07
Железный (Fe ₂ O ₃ +FeO+MnO/-TiO ₂ +Al ₂ O ₃)	0,38	0,37	0,60	0,99	1,19	0,54	0,41	0,53	0,66	0,55	0,50
Железистости (FeO+Fe ₂ O ₃ /-MgO)	0,53	1,34	3,67	1,38	1,26	2,53	1,56	6,95	2,93	2,35	2,50
Fe ₂ O ₃ +FeO/-SiO ₂	0,02	0,02	0,02	0,12	0,15	0,08	0,04	0,06	0,08	0,06	0,05
ППП/-SiO ₂	0,03	0,1	0,04	1,9	1,5	0,6	0,2	0,2	0,2	0,2	0,15
Кремневый (SiO ₂ /-R ₂ O ₃)	15,8	15,5	17,8	7,6	5,9	6,2	8	7,4	7,3	7,4	8,3
SiO ₂ /-R ₂ O ₃ +RO+R ₂ O	4,9	8,4	10,3	1,4	1,3	2,5	2,9	3,7	3,3	3,9	4,7
Кальштоносности (CaO/-MgO)	1,9	0,5	1,6	4,1	2,6	3,3	1,4	4,5	1,2	0,5	0,6
Марганцевый (MnO/-FeO+Fe ₂ O ₃)	0,017	0,132	0,024	0,008	-	0,008	0,017	0,013	0,01	0,011	0,011

Таблица 214. Пространственное изменение петрохимических показателей техногенных илов р. Инсар [703]

Показатель (модуль)	ФА	ОСВ	Техногенные илы, участки опробования, слой 20-60 см								
			II	III	IV	VI	VII	VIII	IX	X	XII
Гидролизатный	0,07	0,14	0,19	0,14	0,20	0,15	0,09	0,13	0,15	0,15	0,10
Алюмокремниевый	0,04	0,12	0,11	0,09	0,12	0,10	0,05	0,08	0,10	0,09	0,06
Калевый	0,23	0,20	0,19	0,20	0,20	0,19	0,19	0,21	0,19	0,22	0,23
Платноклазовый	2	16,2	3,1	2,8	2,7	2,8	2,3	2,6	2,4	5,6	2,8
Зрелости, по Петтиджону	26,5	8,6	8,9	11,4	8,1	10,1	18,4	12,1	10,4	10,7	16,7
Степени дифференциации	65,6	21,1	28,1	32,2	23,2	29,1	57,8	33,3	30,4	26,9	33,1
Зрелости материала пород области сноса	0,04	0,10	0,11	0,08	0,12	0,09	0,05	0,08	0,09	0,09	0,06
Закисный	0,3	6,6	1,01	1,2	1,8	0,7	1,01	1,6	2,1	1,9	0,8
Окисления	3,3	0,2	0,99	0,8	0,6	1,4	0,99	0,6	0,5	0,5	1,3
Фемический	0,03	0,21	0,10	0,08	0,10	0,07	0,04	0,06	0,07	0,08	0,04
Железный	0,60	0,99	0,54	0,51	0,54	0,41	0,50	0,48	0,47	0,51	0,39
Железистости	3,67	1,38	1,86	1,60	2,48	1,56	2,22	2,15	2,0	1,95	1,70
Fe ₂ O ₃ +FeO/-SiO ₂	0,02	0,12	0,06	0,05	0,07	0,04	0,03	0,04	0,05	0,05	0,03
ППП/-SiO ₂	0,04	1,9	0,22	0,22	0,45	0,17	0,09	0,18	0,14	0,25	0,11
Кремниевый	17,8	7,6	6,9	9,2	6,8	8	14,6	10,1	8,9	9	12,7
SiO ₂ /R ₂ O ₃ +RO+R ₂ O	10,3	1,4	3,3	4,2	3,1	4	7,5	4,7	4,2	3,2	6,6
Карбонатности	1,6	4,1	1,5	1,2	1,7	1,4	1,3	1,7	1,2	3,9	1,7
Марганцевый	0,024	0,008	0,023	0,010	0,008	0,017	0,014	0,016	0,015	0,019	0,018

С рассматриваемых позиций своеобразие состава илов довольно стабильно выдерживается в пределах практически всей прослеженной зоны осадконакопления. Обогащенность техногенных образований соединениями Fe отражается в более высоких значениях таких показателей, как феррический, железный, железистости и др. Закономерно и то, что техногенные отложения отличаются от почв и аллювия более низким показателем окисления и, соответственно, повышенными значениями закисного модуля. В общей массе илы характеризуются преобладанием восстановительной обстановки, хотя в них встречаются горизонты, относительно обогащенные кислородом (очевидно, за счет влияния подрусловых вод). В природных образованиях Al теряется песчаными фракциями в процессе выветривания (отражается в более низких значениях алюмокремниевых модулей). Увеличенная известковистость (в сравнении с почвами и аллювием) осадков и взвеси сточных вод и илов подчеркивается высокими значениями плагиоклазового модуля. Повышенные значения алюмокремниевых и плагиоклазовых модулей, показателя зрелости материала пород областей сноса и пониженные значения калиевого модуля и показателя зрелости свидетельствуют об обогащении техногенных образований глинами и алюмосиликатами. Если аллювий, почвы и четвертичные отложения по значениям гидролизатного модуля могут быть охарактеризованы как силициты (модуль < 0,1), то осадки сточных вод и илы представляют собой слабоглинистые силициты, а взвесь сточных вод – глинистые силициты. Более высокие значения гидролизатного модуля в илах (по сравнению с ОСВ) указывают на активные физико-химические преобразования техногенного материала в ходе осадконакопления и переотложения и на его разубоживание природным веществом. С геохимической точки зрения техногенные илы есть резко неуравновешенная и потому неустойчивая физико-химическая система, способная к активным диагенетическим преобразованиям. Примечательно, что для илов по мере удаления от города значения показателя зрелости (по Петтиджону) увеличиваются, а показателя зрелости материала пород областей сноса, наоборот, уменьшаются. Одновременно возрастает степень дифференциации слагающего илы материала. Обогащение илов SiO₂ по мере удаления от города находит отражение в увеличении значений алюмокремниевых модулей. Изменения значений других модулей, особенно в пределах участка XII, как правило, также направлены в сторону их приближения к значениям, характерным для фонового аллювия. Аналогичные тенденции в определенной мере прослеживаются в толще илов по направлению к днищу русла. Все это является следствием процессов физико-химического уравновешивания такой сложной и многокомпонентной системы, как техногенные илы.

Техногенные илы, развитые в р. Пахре в зоне влияния г. Подольска, а также в ее притоках в зонах влияния промышленных и сельскохозяйственных объектов, также отличаются от типичного (фонового) руслового аллювия своим петрохимическим составом, что проявляется в снижении количества кремнезема, в увеличении уровней содержания глинозема, серы, соединений железа, оксидов кальция и фосфора, фтора, органического вещества (табл. 215, 216) [701, 724, 725].

Таблица 215. Химический состав донных отложений р. Пахры, % [724]

Компонент	Фоновый аллювий	Выше Подольска	Устье руч. Черного	2 км ниже руч. Черного (ил)	9 км ниже руч. Черного (ил)
SiO ₂	78,50	77,03	82,10	61,70	69,70
TiO ₂	0,48	0,43	0,15	0,38	0,22
Al ₂ O ₃	4,52	5,74	4,24	8,63	7,43
FeO+Fe ₂ O ₃	2,62	2,43	1,98	4,90	2,94
MnO	0,07	0,06	0,04	0,02	0,03
MgO	1,26	1,12	0,41	0,66	0,50
CaO	3,17	4,30	4,0	6,08	5,73
Na ₂ O	0,72	0,77	0,52	0,68	0,57
K ₂ O	1,60	1,73	1,14	1,62	1,12
P ₂ O ₅	0,26	0,25	0,37	0,58	0,39
H ₂ O ⁻	0,83	0,65	0,28	0,96	0,44
H ₂ O ⁺	2,88	2,58	1,45	3,72	2,62
S _{общая}	<0,01	0,01	0,11	0,18	0,06
ППП	2,16	1,88	1,78	10,88	9,20
CO ₂	2,05	3,37	2,69	3,18	1,82
C _{орг}	1,20	0,65	0,60	4,35	1,97

Таблица 216. Химический состав донных отложений некоторых водотоков бассейна р. Пахры, %

Компонент	руч. Жодочи, фон	р. Мураниха, аэропорт Домодедово	р. Свино-рье, г. Ап-релевки	р. Петри-ца, г. Климовск	р. Ладырка, свиноводче-ский комплекс	р. Сосенка, ком-плекс крупно-рогатого скота
SiO ₂	87,64	53,83	55,71	77,20	78,35	73,31
TiO ₂	0,20	0,72	0,58	0,34	0,40	0,53
Al ₂ O ₃	4,89	9,77	9,32	5,36	7,19	7,86
Fe ₂ O ₃	0,86	6,5	2,69	1,49	1,33	2,03
FeO	0,30	1,98	2,27	0,98	0,82	0,86
MnO	0,014	0,10	0,16	0,12	0,06	0,26
MgO	0,24	0,68	1,05	0,54	0,65	0,63
CaO	0,127	1,49	2,77	1,99	0,97	1,41
Na ₂ O	0,84	0,51	0,62	0,40	0,90	0,71
K ₂ O	1,36	1,72	1,76	1,02	1,54	1,58
P ₂ O ₅	0,153	1,15	0,57	0,34	0,31	0,40
SO ₃	0,028	1,15	1,40	0,83	0,38	0,83
ППП	3,26	20,56	20,89	9,09	6,72	9,47
Сумма	99,912	100,16	99,79	99,77	99,62	99,88
H ₂ O ⁻	0,33	3,01	2,73	1,15	0,84	1,45
H ₂ O ⁺	1,76	7,78	6,57	2,16	2,29	3,42
CO ₂	0,04	0,11	0,98	1,12	0,27	0,44
Фтор	0,013	0,037	0,036	0,029	0,016	0,023

Химическое своеобразие техногенных илов хорошо подчеркивается значениями петрохимических модулей (табл. 217). Так, повышенная известковистость техногенных илов находит отражение в высоких значениях плагиоклазового модуля и показателя карбонатности (следствие применения соответствующих соединений на очистных сооружениях). Более высокие значения алюмокремниевый и плагиоклазовый модулей, показателя зрелости материала пород областей сноса и менее низкие (чем для фоновый аллювия) значения показателя зрелости свидетельствуют об относительном обогащении техногенных илов глинами и обломочными алюмосиликатами, высокие значения органо-кремниевый показатель – указывают на обогащенность техногенных илов органическим веществом и карбонатами. Обогащенность техногенных илов железом отражается значениями мафического и титановый модулей.

Таблица 217. Петрохимические модули донных отложений р. Пахры [724]

Компонент	Фоновый аллювий	2 км ниже Черного (ил)	9 км ниже Черного (ил)
Алюмокремниевый (Al ₂ O ₃ / SiO ₂)	0,034	0,082	0,063
Титановый (TiO ₂ / Al ₂ O ₃)	0,13	0,06	0,04
Калиевый (K ₂ O / Al ₂ O ₃)	0,39	0,20	0,17
Плагиоклазовый (Na ₂ O + CaO / K ₂ O)	4,1	6,9	9,2
Зрелости, по Петтиджону (SiO ₂ / Al ₂ O ₃)	29,6	12,2	15,8
Зрелости пород (Al ₂ O ₃ / SiO ₂ +MgO+K ₂ O+Na ₂ O)	0,032	0,079	0,061
Органо-кремниевый (ППП / SiO ₂)	0,03	0,18	0,13
Карбонатности (CaO / MgO)	1,9	6,7	8,5
Al ₂ O ₃ / Na ₂ O (Фогта)	3,9	7,8	7,8
Натриевый (Na ₂ O / Al ₂ O ₃)	0,26	0,13	0,13
CaO+Na ₂ O+K ₂ O / Al ₂ O ₃	2	1,6	1,7
Индекс Готтини (Al ₂ O ₃ – Na ₂ O / TiO ₂)	8,1	20,9	31,2
Мафический (FeO+Fe ₂ O ₃ / MgO+FeO+Fe ₂ O ₃)	0,67	0,88	0,86
Титановый (TiO ₂ / FeO+Fe ₂ O ₃ x 100)	18	7,8	7,5

Примечание. Рассчитано по данным табл. 215.

Фоновый аллювий р. Нуры характеризуется преобладанием кремнезема и невысоким содержанием органических веществ; состав аллювия достаточно стабилен в пространстве. В техногенных илах доля кремнезема существенно снижается (до 40–50%), возрастают содержания других компонентов, присутствуют высокие количества серы; резко увеличивается содержание органических веществ, наблюдается экстремально высокие концентрации ртути [673, 676, 720, 725, 726] (табл. 218, 219).

Таблица 218. Химический состав илов и аллювия р. Нуры в зоне влияния г. Темиртау (слой 0–30 см), % [676]

Компонент	Фоновый аллювий	Техногенные илы ниже Главной канавы стоков, км			
		4,4	9	44,5	105
SiO ₂	74,90	42,37	50,46	50,5	57,6
TiO ₂	0,24	0,80	0,75	0,68	0,58
Al ₂ O ₃	11,66	17,26	16,96	12,95	11,12
Fe ₂ O ₃	1,28	1,41	1,27	3,04	2,4
FeO	1,41	3,45	4,31	2,16	2,87
MnO	0,06	0,09	0,09	0,38	0,21
CaO	1,35	10,51	4,48	5,92	3,84
MgO	0,62	0,70	1,30	1,9	1,9
Na ₂ O	2,94	0,50	1,0	1,0	1,35
K ₂ O	3,36	1,00	1,9	2,05	2,1
P ₂ O ₅	0,07	0,34	0,27	0,29	0,13
H ₂ O ⁻	0,26	0,68	1,68	4,04	2,42
ППП *	1,73	19,60	14,39	14,94	12,65
S _{общая}	< 0,1	0,54	0,83	0,81	0,23
CO ₂	0,13	6,38	1,98	4,4	1,54
Фтор	0,02	0,05	0,025	0,05	0,03
Ртуть, мг/кг	0,044	200	200	10	1,2

Таблица 219. Химический состав донных отложений р. Нуры, % [676]

Компо- нент	12,5 км ниже Главной канавы стоков					24 км ниже Главной ка- навы стоков			100 км ниже Те- миртау, ил	Фоно- вый аллю- вий
	Ил			Гравий	Песок	Ил	Гравий			
	Глубина русла реки, м									
	0,5	0,7	2,4	4,5	5	0,6	1,56	1,8		
SiO ₂	57,60	50,50	64,80	52,23	84,22	76,45	60,66	82,29	57,60	74,90
TiO ₂	0,69	0,75	0,59	0,75	0,17	0,33	0,68	0,21	0,58	0,24
Al ₂ O ₃	13,95	14,82	11,99	15,37	7,09	9,46	14,11	8,13	11,12	11,66
Fe ₂ O ₃	2,95	2,65	2,55	3,33	0,80	0,74	1,35	0,87	2,40	1,28
FeO	1,44	2,87	2,44	2,73	1,72	2,44	3,74	1,29	2,87	1,41
MnO	0,10	0,11	0,09	0,10	0,04	0,05	0,09	0,03	0,21	0,06
CaO	2,90	4,32	2,40	3,68	0,60	1,48	3,26	1,04	3,84	1,35
MgO	1,60	1,80	1,80	2,60	0,15	1,00	1,20	0,60	1,90	0,62
Na ₂ O	1,35	1,00	1,65	1,10	1,85	1,70	1,40	1,60	1,35	2,94
K ₂ O	2,05	1,80	2,20	2,10	2,10	2,30	2,10	2,10	2,10	3,36
P ₂ O ₅	0,23	0,26	0,15	0,24	0,05	0,08	0,16	0,06	0,16	0,07
H ₂ O ⁻	2,38	3,10	1,32	2,64	0,16	0,44	1,78	0,12	2,42	0,26
S	0,27	0,61	0,50	0,68	< 0,10	0,27	0,62	0,27	0,23	<0,10
ППП	12,48	15,25	7,92	12,07	1,11	3,16	9,17	1,39	12,65	1,73
CO ₂	1,54	1,98	1,10	1,98	< 0,22	0,44	1,32	<0,22	1,54	<0,22
Фтор	0,04	0,04	0,03	0,03	0,01	0,02	0,03	0,02	0,03	0,018
Hg, мг/кг	20	100	15	200	1,5	4	85	0,5	1,5	0,044

Примечание. Ил – типичный техногенный ил; гравий – песчано-гравийно-галечная масса с илистым наполнителем: песок – разнотипный песок с илистым наполнителем; приведены данные для слоя 0–30 см.

Морфологические особенности и петрохимическое своеобразие техногенных илов в зонах влияния различных источников загрязнения выдерживаются в руслах рек на значительных расстояниях. Так, даже на удалении в 100 км от г. Темиртау их состав практически идентичен составу илов вблизи города. Явные различия закономерно проявляются в увеличении количества кремнезема и в снижении содержания глинозема, оксидов кальция, органического вещества, концентраций ртути. Химический состав (при определенной вариации) техногенных илов в нижней части их толщи несколько отличается от состава верхних слоев, что является следствием их преобразования при консолидации и изменения различными диагенетическими процессами. В частности, несколько увеличиваются содержания кремнезема, соединений железа, марганца, магния, натрия, фосфора; уменьшаются количества серы, фтора, органических веществ (показателя потерь при прокаливании), кальция.

Таким образом, петрохимический состав фоновой аллювии закономерно близок составу четвертичных отложений и фоновых почв, слагающих водосборные бассейны, что проявляется в доминировании кремнезема (75–82%) и глинозема (4,5–11,5%). Это является следствием минерального состава (преобладание кварца, присутствие полевых шпатов) и формирования литогенной фации аллювия. Содержание прочих оксидов и органического вещества невелико. Повышенные концентрации кальция, магния и фосфора являются следствием наличия в пределах водосбора известняков и доломитов (р. Пахра), натрия – развития процессов засоления почв (р. Нура). В общем случае можно считать, что фоновый аллювий, длительное время находящийся в метастабильных условиях зоны окисления, с геохимической точки зрения представляет собой зрелые (в терминологии старой геологической литературы, более потрепанные), относительно устойчивые образования, которые характеризуются более высокой степенью дифференциации слагающего их материала. Петрохимический состав техногенных илов чрезвычайно своеобразен и близок составу осадков сточных вод, образующихся на городских очистных сооружениях – основном источнике поступления техногенного осадочного материала в промышленно-урбанизированных районах. В общем случае техногенные илы отличаются существенно более низким содержанием кремнезема, высокими значениями показателя ППП (высокое содержание органики), высокими содержаниями CaO (и соответственно CO₂ карбонатов), Al₂O₃, P₂O₅, серы, повышенными концентрациями железа и титана. Так, содержание кремнезема в илах нередко снижается до 42–62%, существенно возрастает количество органического вещества (значения показателя ППП илов – 10–26% и более против 1,67–3,6% в фоновом аллювии) и оксидов кальция (с 0,8–3,6% в фоновом аллювии до 6–10% и более в илах). Можно утверждать, что техногенные илы являются образованиями незрелыми, продолжительность их формирования (с геологической точки зрения) невелика; они отличаются низкими значениями показателей степени дифференциации и способностью к активным диагенетическим изменениям слагающего их вещества, что в существенной мере и будет определять дальнейшую судьбу связанных с ними органических и неорганических поллютантов. Изучение петрохимического состава отложений и расчет соответствующих показателей (петрохимических модулей) позволяют с большей уверенностью идентифицировать техногенные илы и более точно оконтурить в руслах рек пространственное положение связанных с ними зон техногенного загрязнения, установить важнейшие физико-химические особенности техногенных илов – концентраторов и носителей основной массы поступающих в реки загрязняющих веществ. С рассматриваемой точки зрения особенно эффективно использование для этих целей таких петрохимических показателей, как гидролизатный, плагиоклазовый, степени дифференциации, окисления, органо-кремниевый, кремниевый, а также абсолютных содержаний кремнезема, глинозема, оксидов кальция, серы, показателя потерь при прокаливании (отражающего содержание органического вещества).

4.6. Органическое вещество в техногенных илах

Важнейшим компонентом речных отложений является органическое вещество (ОВ), состав которого в зонах техногенного загрязнения (при заметном увеличении удельного содержания) претерпевает существенные изменения. Основными источниками поступления техногенных органических веществ в водотоки являются промышленно-бытовые сточные воды и, в некоторых случаях, поверхностный сток с городских территорий [699, 717, 736, 742]. Установлено [614, 1011], что в городских сточных водах основная часть органических веществ состоит из соединений, обладающих малой летучестью, причем, как правило, качественный состав органических соединений, присутствующих в стоках, чрезвычайно разнообразен, а многие из них обладают повышенной устойчивостью в условиях окружающей среды. Осадки городских сточных вод, являющиеся своеобразным геохимическим аналогом техногенных илов [681, 703], чрезвычайно обогащены органическим веществом [179, 584]. В них в высоких концентрациях обнаружены галоидные углеводороды, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), их кислородные и азотные производные, полихлорированные бифенилы (ПХБ), нитрозамины, хлорбензол, фураны, дибензо-р-

диоксины, фталаты, фенолы, протеины, масла и многие другие вещества [310, 582, 655, 684, 750, 758, 858, 916, 917, 974, 1009, 1010, 1076, 1077]. Это определяет тот факт, что в техногенных илах в значительных количествах накапливаются различные органические соединения, многие из которых являются токсичными веществами, играют важную роль в поведении химических элементов и определяют важнейшие физико-химические и физико-механические свойства отложений в зонах техногенного загрязнения.

Содержание ОВ в природном (фоновом) русловом аллювии обычно невысокое. Например, в аллювии рек Европейской равнины концентрации $C_{орг}$ достигают в песках 0,04–0,52%, алевритах 0,34–1,55%, пелитах 0,30–2,88% [303]. В фоновом аллювии р. Пахры концентрации $C_{орг}$ находились в пределах 0,5–1,2% [470, 724]. Значения показателя ППП (потерь при прокаливании) в аллювиальных русловых отложениях чаще всего варьируются в пределах 1–5% [701]. В общем случае органическое вещество речных отложений включает неизменные и частично измененные остатки тканей растений и животных (растительный детрит, корни, бактериальные и грибные клетки), продукты разложения их микроорганизмами, а также тонко рассеянное коллоидное вещество. Считается, что по своему компонентному составу оно близко органическому веществу осадочных пород и почв. Установлено, что в составе ОВ аллювия присутствуют битумоиды, или липиды (масла, смолы, асфальтены, асфальтогеновые кислоты), аминокислоты (преобладают нейтральные аминокислоты, а среди индивидуальных аминокислот – аспарагиновая и глутаминовая кислоты), лигнин (от сотых долей до нескольких процентов от общего $C_{орг}$) и продукты его деструкции (ваниловый альдегид, параоксиацетофенон, параоксибензальдегид), кетоны, органические кислоты, а также гуминовые кислоты и битумоиды [24, 160, 343]. Остатки растений, присутствующие в аллювиальных отложениях, определяют наличие в них разнообразного комплекса фенольных соединений.

Анализ литературных данных показывает, что на практике обычно оценивается интенсивность накопления в речных отложениях индивидуальных органических соединений [736]. Групповой состав ОВ вещества речных отложений, особенно в условиях техногенеза, изучен слабо. В то же время именно он является фактором, во многом определяющим физико-химические условия среды аллювиального осадконакопления, направленность и интенсивность проявления в ней различных геохимических, биохимических и физических процессов [303, 387, 995]. Можно предположить, что соотношение основных групп ОВ, свойственное речным отложениям в зонах техногенного загрязнения, может быть иным, нежели в природных (фоновых) условиях. На это впервые указал В.И. Вернадский [84], отметивший, что одним из наиболее резких геохимических изменений, вносимых деятельностью человека в природные воды, является изменение состава их органической компоненты, проявляющееся не только в увеличении общего содержания ОВ, но и в преобразовании его качественной структуры.

Исследования группового состава органического вещества русловых отложений были выполнены на р. Пахре в окрестностях г. Подольска – крупного промышленного центра Московской области (см. рис. 53) [470, 724, 748, 242, 785, 794, 801]. Отбор проб отложений (слой 0–20 см) осуществлялся буром ТБГ-1 на следующих опорных участках р. Пахры: II – при входе в г. Подольск, III – центр города, V–VIII, X – соответственно 2 км, 2,2 км, 2,4 км, 9 км и 15 км ниже устья руч. Черного, участок Ф – верховья реки (местный фон). В пределах каждого опорного участка вблизи заданной точки (в 2–3 м от уреза) отбиралось не менее 3-х частных проб (визуально схожего осадочного материала), из которых формировалась общая проба (объемом ~ 1 л). Пробы отложений высушивались на воздухе (в тени), материал каждой пробы тщательно перемешивался, просеивался через сито (1 мм) и квартовался с целью отбора навесок для последующих анализов. Для последовательного извлечения из отложений основных групп органического вещества использовалась следующая схема фазового анализа: 1) Спиртобензольная смесь (1:1 по объему C_2H_5OH и C_6H_6 , экстракция в аппарате Сокслета в течение 20 час. при комнатной температуре). Считается, что данная вытяжка извлекает из отложений главным образом липиды (жиры, воски, смолы) [261]. 2) Раствор пирофосфата натрия (0,1 М $Na_2P_2O_7$ x $10H_2O$ с добавлением 0,1 н NaOH, экстракция в течение 12 час., pH ~ 13; обработка навески проводилась 3–6 раз до полного осветления раствора). Данная вытяжка извлекает из отложений в основном гумусовые кислоты, связанные

с кальцием и с несиликатными формами железа и алюминия [262]. Разделение гуминовых (ГК) и фульвокислот (ФК) осуществлялось по методике [443], определение органического углерода – по методу И.В. Тюрина (в модификации [637]). Количество органического углерода в нерастворимом остатке ($C_{\text{оов}}$, характеризует остаточное ОВ, включающее глиногумусный гумин, лигнин и, в условиях загрязнения, техногенную органику) рассчитывалось вычитанием суммы органического углерода в спиртобензольной ($C_{\text{лип}}$) и в пирофосфатной ($C_{\text{гк}} + C_{\text{фк}}$) вытяжках из общего содержания органического углерода ($C_{\text{орг}}$) в пробе. Результаты всех анализов даются на воздушно-сухую массу образца.

Как показано выше, в пределах фонового участка русло р. Пахры сложено преимущественно неплохо отсортированными песками с незначительным содержанием (0,4–0,6%) глинистых частиц. Средний (медианный) размер частиц фонового аллювия составляет ~ 0,1 мм; доля физической глины (фракции < 0,01 мм) изменяется в пределах 0,9–1,3%. В зоне влияния г. Подольска, где в аллювиальном седиментогенезе участвуют значительные массы техногенного осадочного материала, поступающего со сточными водами и поверхностным стоком с освоенных территорий, в русле Пахры развиты плохо отсортированные песчанистые, мелкоалевритовые и крупноалевритовые техногенные илы, в составе которых преобладает фракция алеврита (35,1–53,8%), доля глинистых частиц составляет 1,5–7,4%, физической глины 5,9–16,1%. Медианный размер частиц, слагающих илы, изменяется в пределах 0,031–0,075 мм. Техногенные илы отличаются от фонового аллювия своеобразным петрохимическим составом и высокими концентрациями тяжелых металлов. Фоновый аллювий характеризуется невысоким содержанием ОВ ($C_{\text{орг}} = 0,65\%$), в составе которого преобладают гумусовые кислоты (81,8% от $C_{\text{орг}}$); доля остаточного ОВ невелика (15,4%), а липидов – ничтожна (1,5%). Характерным является повышенное (по сравнению с подвижными ФК) содержание ГК, что указывает на очень высокую степень гумификации ОВ фоновых отложений (табл. 220).

Таблица 220. Групповой состав ОВ русловых отложений р. Пахры [794]

Участок	$C_{\text{орг}}$, в % от отложений	В % от $C_{\text{орг}}$				
		липи- ды	гумусовые кислоты			остаточное ОВ
			сумма	ФК	ГК	
II	1,38	4,4	43,5	22,5	21,0	52,1
III	1,52	6,6	50,0	34,2	15,8	43,4
V	1,71	9,9	32,2	21,1	11,1	57,9
VI	2,46	13,4	36,2	16,3	19,9	50,4
VII	2,60	22,6	29,6	13,1	16,5	47,7
VIII	1,65	20,0	46,7	26,7	20,0	33,3
X	1,26	15,9	57,1	33,3	23,8	27,0
Среднее (III–X)	1,87	14,7	41,9	24,1	17,9	43,3
Фон	0,65	1,5	81,8	39,4	42,4	16,7

Техногенные илы отличаются от фонового аллювия существенно более высоким (в 2–4 раза) содержанием общего количества ОВ и принципиально иным соотношением (балансом) его основных групп (рис. 67, табл. 221, 222). Наиболее резко в илах возрастают удельные концентрации остаточного ОВ (в 3–11 раз) и особенно липидов (в 6–59 раз). В свою очередь, относительная доля липидов возрастает в илах до 10–20% (против 1,5% в аллювии), остаточного ОВ – до 27,3–48,6% (против 15,4%). Одновременно в техногенных илах наблюдается уменьшение относительной доли (при незначительном росте удельного содержания) гумусовых кислот (с 81,8% в аллювии до 29,6–57,1% в илах).

По мере удаления от г. Подольска в илах отмечается уменьшение общего содержания ОВ (в результате снижения главным образом количества труднорастворимой органики и ГК) и увеличение удельного содержания и относительной доли ФК. Это определяет изменение типа гумуса и степени гумификации ОВ русловых отложений. Так, если фоновый аллювий, как отмечалось выше, характеризуется очень высокой степенью гумификации ОВ (как следствие его окислительного преобразования), что типично для рек и водоемов гумидной зоны, то илы, особенно в зоне их максимального распространения (участки V–VII), отличаются менее выраженной степенью гумифи-

кации органического вещества, что указывает на преобладание в условиях техногенеза восстановительных процессов. В свою очередь, если фоновый аллювий характеризуется фульватно-

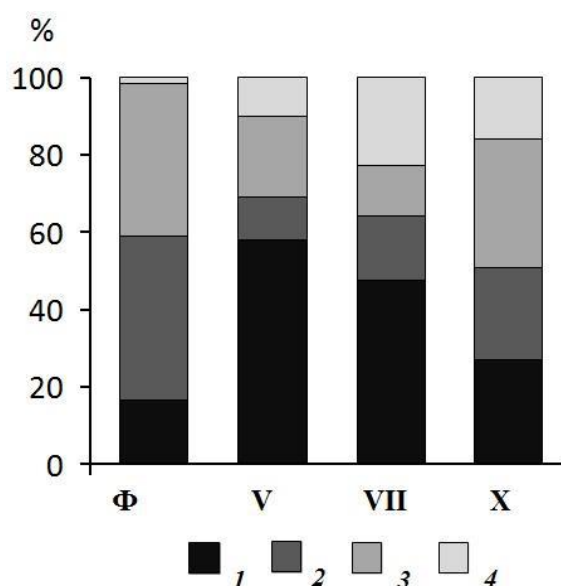


Рис. 67. Групповой состав ОВ техногенных илов (участки V, VII, X) и фонового аллювия (Ф) [794].
1 – остаточное ОВ; 2 – гуминовые кислоты; 3 – фульво-кислоты; 4 – липиды.

гуматным типом гумуса, то техногенные илы в ближней к источнику загрязнения зоне – фульватным типом гумуса (участки III, V), ниже по течению – гуматным (участки VI, VII) и затем гуматно-фульватным (участки VIII, X) типом гумуса, что, очевидно, является отражением существующей в русле пространственной дифференциации физико-химических условий и процессов осадконакопления. В частности, не исключено, что в р. Пахре в пределах ближней зоны воздействия города (участки VI и VII), где в илах отношение $C_{ФК}/C_{Г} < 1$, а в составе поглощенных оснований преобладает кальций, получает определенное развитие гуматогенез [122], т. е. образование и (в большей степени) накопление в илах (как следствие гидравлического осаждения взвеси сточных вод) наименее подвижных, устойчивых органоминеральных производных гумусовых веществ – гуматов кальция.

Таблица 221. Интенсивность концентрирования ОВ в техногенных илах (в коэффициентах концентрации относительно содержания в фоновом аллювии) [794]

Участок	$C_{орг}$	Липиды ($C_{лип}$)	Гумусовые кислоты			Остаточное ОВ ($C_{оов}$)
			сумма ($C_{гв}$)	ФК ($C_{ФК}$)	ГК ($C_{ГК}$)	
II	2.1	6	1.1	1.2	1	6.5
III	2.3	10	1.4	2	0.9	6.0
V	2.6	17	1.0	1.4	0.7	9.0
VI	3.7	33	1.6	1.5	1.8	11.3
VII	3.9	59	1.4	1.3	1.5	11.3
VIII	2.5	33	1.4	1.7	1.2	5.0
X	1.9	20	1.3	1.6	1.1	3.1
Среднее (III–X)	2.8	28	1.4	1.6	1.2	7.6

Таблица 222. Тип гумуса и степень гумификации ОВ русловых отложений р. Пахры [794]

Участок	Тип гумуса		Степень гумификации	
	$C_{ФК} / C_{ГК}$	по [6]	$(C_{ГК} / C_{орг}) \times 100\%$	по [410]
II	0,93	Фульватно-гуматный	43,5	Очень высокая
III	0,46	Фульватный	50,0	Очень высокая
V	0,53	Фульватный	32,2	Высокая
VI	1,22	Гуматный	36,2	Высокая
VII	1,26	Гуматный	29,6	Средняя
VIII	0,75	Гуматно-фульватный	47,7	Очень высокая
X	0,71	Гуматно-фульватный	57,1	Очень высокая
Фон	1,08	Фульватно-гуматный	81,8	Очень высокая

Своеобразие состава ОВ техногенных илов и отличие последних от фонового аллювия наглядно подчеркиваются значениями различных геохимических коэффициентов (табл. 223). Показательно, что в техногенных илах (в отличие от фонового аллювия и других осадочных отложений) концентрации органического углерода ($C_{орг}$) существенно превышают содержание карбонатного углерода ($C_{карб}$). Так, если отношение $C_{карб} / C_{орг}$ в осадочных отложениях фанерозоя составляет 7,5, в осадочной оболочке Земли 5,4, в осадочном слое континентальной коры 5,3, в осадках

кайнозоя 2,9 [485], в фоновом аллювии 1,3, то в техногенных илах (в среднем) – 0,7. Это свидетельствует о важной роли техногенных илов в локальном геохимическом цикле органического углерода.

Таблицы 223. Изменение значений различных коэффициентов в донных отложениях р. Пахры [794]

Участок	$C_{\text{карб}} / C_{\text{орг}}$	Оксиды Fe / $C_{\text{орг}}$	$\text{Al}_2\text{O}_3 / C_{\text{орг}}$	$\text{CaO} / C_{\text{орг}}$
II	0,6	1,7	4,9	3,3
III	1,0	2,2	4,5	4,1
V	0,9	1,8	4,1	2,8
VI	0,4	1,2	2,8	2,1
VII	0,3	1,2	2,4	2,1
VIII	0,6	1,8	3,3	3,0
X	0,7	1,7	3,9	3,3
Среднее (III–XI)	0,7	1,7	3,5	2,9
Фон	1,3	3,1	6,7	6,3

Следует отметить, что трансформация состава органического вещества и увеличение его содержания определяют своеобразие элементного состава техногенных илов, в которых многократно (по сравнению с фоновым аллювием и подзолистыми почвами) возрастают содержания азота, водорода и углерода (табл. 224). Обращают на себя внимание чрезвычайно высокие концентрации указанных компонентов в осадках городских сточных вод.

Таблица 224. Элементный состав различных отложений, %

Место отбора проб	N	H	$C_{\text{орг}}$	$C_{\text{карб}}$	$C_{\text{орг}}:N$
ОСВ, г. Подольск	2,83	3,23	24,37	0,567	8,6
ОСВ, г. Климовск	2,48	3,57	27,68	0,78	11,2
Техногенные илы, р. Пахра, ниже руч. Черного	0,41	0,59	5,50	1,745	13,4
Фоновый аллювий	0,06	0,09	0,66	0,027	11,0
Подзолистые почвы, 1-м слой	0,06	0,04	0,64	–	10,7

Известно, что практически любой фазовый метод определения группового состава органического вещества в осадочных образованиях в определенной мере условен [6, 410]. Однако в нашем случае важна не столько точная (качественная и количественная) идентификация присутствующих в речных отложениях органических веществ, а сколько установленная и вполне закономерная тенденция резкого увеличения общего содержания и существенного изменения структуры группового состава ОВ речных отложений, формирующихся в зонах загрязнения. Так, относительно невысокая концентрация $C_{\text{орг}}$ (0,65%) в фоновом аллювии Пахры обусловлена тем, что последний накапливается в обстановке активного гидродинамического режима, способствующего удалению из отложений органического детрита и пелитовых частиц и формированию так называемой литогенной фации русловых отложений, в составе которой доминируют песчаные фракции и кремнезем. Судя по всему, установленные содержание и структура группового состава ОВ аллювия типичны для природных условий малых равнинных рек. Например, в песках (даже заиленных) русловых отмелей рек центральных районов Русской равнины содержание $C_{\text{орг}}$ изменяется в пределах 0,11–0,34% [303]. По данным [1059], речные отложения гумидной зоны в среднем содержат около 1% ОВ. По оценке [78], средняя концентрация $C_{\text{орг}}$ в континентальных осадочных породах составляет 0,62%. Качественный состав органического вещества руслового аллювия малых равнинных рек в природных условиях определяется в основном поступлением аллохтонного материала с водосбора, намного меньшую роль играет автохтонное вещество. Главными источниками ОВ, способного концентрироваться в отложениях малых рек, являются почвы водосборов (основной источник гумусовых кислот) [24, 1020], в меньшей степени – растительный опад и продукты жизнедеятельности гидробионтов (основные источники липидов) [857]. В составе ОВ дерново-подзолистых почв ($C_{\text{орг}} = 1,2\text{--}2,3\%$), развитых в бассейне Пахры, преобладают гумусовые кислоты (до 68–69% от суммы ОВ) [6], что, очевидно, и предопределяет их доминирование в аллювии. Показательно, что даже в донных отложениях незагрязненных пресноводных водоемов (водохрани-

лищ, прудов, озер), где в седиментогенезе участвуют значительные массы автохтонного биогенного вещества, доля гумусовых кислот (в составе которых обычно преобладают ГК) достигает 40–70% от общей суммы ОВ [387]. В составе липидов аллювия, судя по всему, доминируют устойчивые соединения (углеводороды и свободные жирные кислоты), невысокая концентрация которых является следствием незначительного их поступления в водоток и отражает процесс трансформации лабильной части органического вещества в раннем диагенезе. Так, в пахотном горизонте дерново-подзолистого почвенного профиля удельные концентрации липидов составляют около 0,1%, а в горизонте В – 0,06–0,07% [16], что, в нашем случае, соотносится с их невысоким содержанием в фоновом аллювии. Основу остаточного ОВ, концентрация которого в речных отложениях обычно изменяется от сотых долей процента до нескольких процентов [24], составляют, очевидно, продукты деструкции лигнина и глиногумусный гумин. Показательно, что групповой состав ОВ (битумоиды – 12,8%, гумусовые кислоты – 42,4%, остаточное вещество – 44,8%) илов р. Преголи (Калининградская обл.) [407] очень близок составу рассмотренных выше илов, развитых в р. Пахре.

Количество и структура группового состава ОВ техногенных илов также закономерны и, в первую очередь, обусловлены спецификой источников питания р. Пахры осадочным материалом в зоне влияния г. Подольска. Материальной основой техногенных речных илов, формирующихся в зонах влияния промышленных городов, является осадочный материал, поступающий в водотоки с промышленно-бытовыми сточными водами, а своеобразным геохимическим аналогом этого материала и соответственно техногенных илов являются осадки сточных вод (ОСВ), образующиеся на очистных сооружениях в ходе очистки стоков. По имеющимся данным, ОСВ содержат бензольные вещества (до 50–90% от суммы органического вещества), жиры (7–17%), альфацеллюлозу (2–12%), гемицеллюлозу (3–25%) [179], значительные количества липидов [1019], а также отличаются невысоким относительным содержанием гумусовых кислот (около 20% от суммы ОВ) [1015]. Согласно [1091], концентрации лигнина в ОСВ (на сухую массу) составляют 4,5%, целлюлозы – 2%, а гуминовых кислот – 1,8%. Низкое содержание (не более 0,03%) или даже отсутствие гумусовых кислот типично для шламов производственных стоков, которые характеризуются присутствием свыше 100 других органических соединений [949]. В бытовых сточных водах доля гумусовых кислот (от суммы растворенного ОВ) значительно меньше (30,1–41,3%) [987], нежели в природных поверхностных водах (60–80%) [75]. Известно, что увеличение удельного и относительного содержания группы стойких (трудно-окисляемых) органических соединений типично для сбрасываемых с городских очистных сооружений сточных вод [614]. В условиях загрязнения в техногенных илах способны накапливаться высшие жирные кислоты (например, входящие в состав синтетических поверхностно-активных веществ) и нефтепродукты (поступающие в водоток с поверхностным стоком с урбанизированной территории), скорость распада которых невелика, что обуславливает повышенное содержание в отложениях остаточного ОВ. Не исключено также формирование в илах гуматов Са, Al, Mn и Fe, которые отличаются слабой растворимостью и высокой устойчивостью к разложению микроорганизмами. Повышенное содержание органического вещества в негидролизующемся остатке техногенных илов может быть связано с сорбцией целого ряда органических соединений на поверхности неорганических высокодисперсных фракций, количество которых в илах очень велико. Следует отметить, что имеется давнее сообщение об увеличении количества трудноокисляемых органических соединений в отложениях загрязненных водотоков [870]. Таким образом, поступающий в реки со сточными водами и поверхностным стоком с урбанизированных территорий осадочный материал характеризуется высокими содержаниями липидов и трудногидролизующего органического вещества и пониженным количеством гумусовых кислот, что, в сущности, и определяет своеобразие группового состава органического вещества техногенных илов.

Важнейшей составляющей техногенной части органического вещества, присутствующего в илах, являются нефтепродукты. Так, в техногенных илах р. Пахры в пределах г. Подольска содержание нефтепродуктов составляло 350 мг/кг, в 2 км ниже – 750 мг/кг, в 9 км – 300 мг/кг, тогда как выше города в русловых отложениях оно находилось в пределах 5 мг/кг. В техногенных илах р. Петрицы (бассейн р. Пахры) в зоне влияния пос. Львовский концентрации нефтепродуктов варьировались в пределах 330–9400 мг/кг (при условно-фоновом уровне в 60 мг/кг), р. Оранки (г. Тро-

ицк) составляли 200 мг/кг, р. Свинорье (г. Апрелевка) – 300 мг/кг, р. Муранихи (аэропорт Домодедово) – 630 мг/кг. Показательно, что в осадках сточных вод г. Подольска уровни нефтепродуктов достигали 16200 мг/кг. Нефтяное загрязнение в р. Пахре формируется преимущественно маслянистым типом нефтепродуктов (нефтепродукты типа масел). Как известно, нефтяные масла представляют собой смеси нафтеновых, парафиновых, ароматических и нафтенно-ароматических углеводородов и содержат определенные количества некоторых тяжелых металлов. В илах р. Свинорье, Муранихи и Оранки накапливаются нефтепродукты легкого типа, р. Петрицы – смолистого типа (возможно окисленные). Очень высокие уровни нефтяных углеводородов в техногенных речных илах отмечались А.Ю. Опекуновым [405, 407] (до 22691 мг/кг в илах р. Екатерингофки). Даже результаты разовых опробований многих рек Московской области, пересекаемых автомобильными трассами (например, Московским малым кольцом), свидетельствуют о значительных содержаниях в русловых отложениях многих рек нефтепродуктов (до 500–5100 мг/кг, что существенно превышает фоновый уровень в реках области, оцениваемый в 50 мг/кг).

В техногенных илах р. Пахры и некоторых ее притоков установлены высокие уровни бенз(а)пирена (табл. 225). Очень высокие концентрации этого вещества характерны также для осадков сточных вод г. Подольска (0,14 мг/кг) и осадков сточных вод г. Климовска (0,15 мг/кг), что свидетельствует о его поступлении в составе взвеси сточных вод. В техногенных илах, развитых в реках Варяжна, Преголя, Екатерингофка и в Невской губе уровни содержания бенз(а)пирена находились в пределах 0,09–0,72 мг/кг [407]. Отмечено также присутствие значимых количеств в илах Варяжи (0,008 мг/кг), Преголи (0,105) и Екатерингофки (0,433 мг/кг) полихлорированных бифенилов [407].

Таблица 225. Бенз(а)пирен в донных отложениях рек бассейна р. Пахры

Водоток	Место отбора проб	мг/кг
р. Пахра	Выше г. Подольска	< 0,01
р. Пахра	Центр г. Подольска	0,01
р. Пахра	2 км ниже г. Подольска	0,03
р. Пахра	9 км ниже г. Подольска	0,01
р. Петрица	0,1 км ниже пос. Львовский	1,41
р. Петрица	Южная окраина г. Климовска	0,55
р. Петрица	Центр г. Климовска	0,08
р. Петрица	Ниже г. Климовска	0,09
р. Мураниха	Ниже аэропорта Домодедово	0,05
Осадки сточных вод г. Подольска		0,14
Осадки сточных вод г. Климовска		0,15

Техногенные илы, безусловно, характеризуются специфическим составом микробиоты, что подтверждается многочисленными исследованиями их аналогов – осадков городских сточных вод, которые отличаются существенной обогащенностью разнообразными, прежде всего, патогенными и условно патогенными микроорганизмами [758]. В частности, осадки сточных вод содержат богатую микрофлору и фауну: вирусы (вирус гепатита, бациллы столбняка, бациллы брюшного тифа и др.), бактерии (сальмонеллы, бактерии рода *Shigella*, кишечная палочка, клостридий, лептоспира, микобактерии и др.), дрожжевые и плесневые грибы, простейшие, трематоды (шистомы), нематоды и цестоды, яйца гельминтов, аскариды, власоги, теннииды; возможно присутствие цист патогенных кишечных простейших: дизентерийной амебы, лямблий, криптоспоридий и др. Сообщается о высокой бактериальной активности гетеротрофных форм бактерий, развитых в техногенных илах [407]. Все это априори определяет микробиологическое своеобразие техногенных илов, их повышенную микробиологическую опасность и потенциальную роль указанных организмов в формировании состава ОВ этих современных русловых отложений.

Таким образом, в природных (фоновых) условиях распределение ОВ в русловых отложениях малой реки определяется главным образом механической дифференциацией поступающего аллохтонного осадочного материала и в меньшей степени наложенным процессом накопления автохтонной органики. Это обуславливает невысокое содержание ОВ в фоновом аллювии ($C_{орг} = 0,65\%$) и преобладание в его составе гумусовых кислот (81,8% от $C_{орг}$) при незначительной доле остаточ-

ного ОВ (16,7%) и липидов (1,5%). Фоновый аллювий характеризуется фульватно-гуматным типом ОВ и очень высокой степенью его гумификации, что свидетельствует о преобладании в природных условиях окислительных процессов. В целом по своему компонентному составу ОВ фонового аллювия близко органическому веществу осадочных пород и особенно почв, слагающих водосборную территорию. Техногенные илы, формирующиеся в зоне влияния промышленного города, отличаются более высоким содержанием органического вещества ($C_{орг}$ 1,26–2,60%, среднее 1,87%), причем наиболее резко в них увеличиваются удельные концентрации липидов (в 6–59 раз по сравнению с фоновым аллювием) и нерастворимого ОВ (в 3–11 раз). В существенно меньшей степени (в 1,3–1,6 раза) возрастает удельное содержание гумусовых кислот, в составе которых уже доминируют ФК. Илы отличаются от фонового аллювия принципиально иной структурой группового состава содержащегося в них ОВ: относительная доля липидов возрастает до 10–20%, остаточного ОВ – до 27,3–48,6%, а гумусовых кислот снижается до 29,6–57,1%. В целом ОВ техногенных илов характеризуется средней и высокой степенью гумификации, фульватным и гуматным типом гумуса, что указывает на преобладание в условиях загрязнения восстановительных процессов. По мере удаления от города уменьшение общего содержания органического вещества в илах происходит в основном за счет снижения в них количества гуминовых кислот и труднорастворимых органических соединений. В техногенных илах количество органического углерода заметно превышает содержание карбонатного углерода, что отличает их от фонового аллювия и других осадочных образований. В формировании физических свойств, текстуры и структуры техногенных илов, их цвета и запаха важную роль играют нефтепродукты, содержания которых в зонах наиболее интенсивного загрязнения достигают нескольких сотен мг/кг и более.

Типичными органическими поллютантами, практически повсеместно присутствующими в донных отложениях рек промышленно-урбанизированных районов, являются полициклические ароматические углеводороды (включая бенз(а)пирен – надежный маркер техногенного воздействия), полихлорированные бифенилы и многие другие соединения. Своеобразие группового состава ОВ техногенных илов обусловлено спецификой техногенных источников питания реки осадочным материалом и особенностями среды техногенного аллювиального осадконакопления. Многие ОВ, поступающие в реки со сточными водами и поверхностным стоком с освоенных территорий, являются ксенобиотиками и/или относятся к трудно окисляемым соединениям. Определенная часть ОВ техногенного происхождения, являясь относительно безопасными для живых организмов, способна в условиях речной среды (особенно в зонах загрязнения) трансформироваться в более токсичные соединения, что увеличивает общую экотоксичность техногенных илов. ОВ, концентрирующееся в техногенных илах, априори определяет их важнейшие физико-химические свойства (в том числе, повышенную связность, консолидацию, устойчивость к размыву) и играет важную роль в поведении многих тяжелых металлов и других химических элементов. Высокое содержание ОВ в илах обуславливает дополнительные расходы кислорода на его окисление, что способствует формированию в речном русле анаэробных (глеевых) условий, при которых усиливается миграционная подвижность металлов и их способность к обмену между отложениями и водой. Липиды, в значительных количествах присутствующие в техногенных илах и являющиеся наиболее лабильной частью ОВ, могут способствовать формированию подвижных, геохимически активных форм металлов, а повышенное содержание трудногидролизуемого ОВ – увеличению запасов их прочносвязанных форм. Все это потенциально обуславливает значимость техногенных илов как долговременного вторичного источника загрязнения водной массы, гидробионтов, пойменных ландшафтов.

4.7. Выводы

В фоновых условиях русловой аллювий формируется преимущественно в результате механического накопления и переотложения осадочного материала, основными источниками которого являются почвы и горные породы водосборного бассейна. В техногенных ландшафтах в аллювиальном седиментогенезе участвуют значительные массы вещества, поступающего в реки со сточ-

ными водами и поверхностным стоком с освоенных территорий, что обуславливает формирование в руслах рек техногенных илов, которые по своему морфологическому облику и физическим свойствам отличаются от фонового аллювия. Важнейшими свойствами техногенных илов, обладающих в местах наибольшего накопления определенной стратификацией, обусловленной условиями их формирования и вторичными преобразованиями, являются темно-серый или черный цвет, специфический (химический, фекальный, иногда сероводородный) запах, преимущественно вязкотекучая или мягкопластичная консистенция, высокие содержания тонких частиц и органического вещества. Указанные свойства относительно стабильны как в толще илов, мощность которых изменяется от 0,2–0,5 до 2–3,5 м, так и на значительной протяженности (многие десятки километров) русла. Интенсивное накопление техногенных илов нередко предопределяется благоприятными геоморфологическими условиями (общее расширение речной долины, формирование широкопойменного русла, наличие многочисленных меандр, выполаживание продольного профиля русла), развитием зарослей макрофитов и невысокой скоростью течения в меженные периоды. Определенную роль играют гидротехнические сооружения (плотины, мостовые переходы и т. п.). В общем случае поступление в водотоки значительных объемов техногенного осадочного материала и последующее накопление в русле техногенных илов существенно изменяют режим наносов, условия аллювиального седиментогенеза и сказываются на развитии русловых процессов.

Фоновый русловой аллювий представляет собой преимущественно разноразмерный песок с включениями гравия и гальки и малым содержанием алевритовых и глинистых частиц. Доля песчаных фракций в фоновом аллювии достигает 80–95%, глинистых частиц – 0,6–3%. Основные морфометрические характеристики и показатели аллювия (медианный диаметр, средний арифметический диаметр, коэффициенты сортировки, асимметрии и глинистости) близки зональным значениям, свойственным данному природному региону. Обычно фоновый аллювий характеризуется относительно неплохой сортировкой слагающих его частиц. В зоне техногенного загрязнения в руслах рек формируются отложения, представляющие собой песчанистые или мелкоалевритовые (иногда крупноалевритовые) илы, отличающиеся плохой сортировкой слагающих их частиц. Доля песчаных фракций в техногенных илах снижается до 40–60%, алевритовых – увеличивается до 25–50%, а глинистых – до 8–26%. Своими основными морфометрическими характеристиками и показателями илы отличаются от фонового аллювия. Так, если средний (медианный) размер частиц аллювия составляет ~ 0,1–0,2 мм, то средний (медианный) размер частиц, слагающих техногенные илы, находится в пределах 0,015–0,078 мм. Характерной особенностью гранулометрического состава техногенных илов является резкое увеличение количества частиц, отвечающих размерности физической глины (< 0,01 мм), что позволяет по гранулометрическому составу русловых отложений четко фиксировать зону техногенного загрязнения. Если в фоновом аллювии доля физической глины обычно не превышает 1–3,5%, то в техногенных илах она достигает 10–32%, что во многом определяет важнейшие физические свойства илов (пластичность, липкость, связность, адсорбционно-десорбционные свойства, способность удерживать влагу и химические вещества).

С инженерно-геологической точки зрения фоновый русловой аллювий относится к несвязанным грунтам, техногенные илы – к связанным грунтам, представляющим собой преимущественно плохо отсортированные песчанистые, мелкоалевритовые и крупноалевритовые илы. В целом гранулометрический состав илов отражает особенности состава осадков сточных вод, образующихся на городских очистных сооружениях – основном источнике поступления техногенного осадочного материала в реки промышленно-урбанизированных районов. По мере удаления от источника загрязнения (от города) в техногенных илах отмечается общее снижение содержания более тонких фракций (алеврита и глины) и обогащение нижних слоев (в сравнении с верхними) песчаными и обеднение глинистыми и алевритовыми частицами. Это указывает на существование определенной дифференциации мигрирующего в реке материала и на процессы его переотложения, которые более активно вовлекают в русловую перенос тонкие фракции наносов. Техногенные илы, отличаясь высоким количеством илисто-глинистых частиц (особенно физической глины) и различных органических веществ, обладают повышенной устойчивостью к размыву, формируют различные формы руслового рельефа и тем самым влияют на ход руслового процесса и динамику

речного русла. Оценка современного состояния рек в техногенных ландшафтах должна проводиться с учетом гранулометрического состава формирующихся здесь русловых отложений.

В природных (фоновых) условиях основным исходным материалом для образования русловых отложений являются горные породы и почвы, слагающие речной водосбор, что определяет формирование в руслах рек (при ведущей роли механического накопления грубообломочного материала) литогенной фации аллювия, минеральный состав которого близок к составу пород питающих и терригенно-минеральных провинций. Влияние других факторов (неотектоники, миграционной способности минералов, гранулометрического состава отложений и т. д.) осуществляется обычно на фоне того качественного и количественного наборов минералов, которые определяются материнскими (питающими) породами. Как правило, в природных условиях в пределах единой питающей провинции не отмечается резких пространственных изменений минерального состава современного руслового аллювия. Наблюдаемые изменения его качественного и количественного состава обычно не существенны и не приводят к кардинальному изменению свойственных данной реке минеральных ассоциаций. Например, состав минеральных ассоциаций, типичных для природного руслового аллювия центральных районов Европейской части России, достаточно стабилен в пространстве и во многом соответствует минералогическим комплексам исходных пород, т. е. природному петрофону; типоморфными минералами легкой фракции фонового руслового аллювия обычно являются кварц и полевые шпаты, в тяжелой фракции доминирует ассоциация «ильменит – гранат – роговая обманка – эпидот».

В условиях техногенеза в водотоки поступают значительные объемы специфического осадочного материала, что обуславливает своеобразие минерального состава техногенных илов. Определенную роль в формировании вещественного состава илов играют процессы современного минералообразования, интенсивность проявления которых определяется специфическими условиями обстановки техногенного осадконакопления. Прежде всего, техногенные илы характеризуются присутствием значительного количества аморфного (рентгеноаморфного) вещества, содержание которого достигает 30% и более (в фоне аллювия оно не превышает 10–11%). Аморфное вещество, присутствующее в илах, играет важную геохимическую роль, существенно увеличивает их коллоидальную активность, набухание, липкость, гидрофильность, определяет их значимость как концентраторов загрязняющих веществ и источников вторичного загрязнения водной массы при диагенетических преобразованиях отложений. Основные изменения минерального состава современных русловых отложений в зонах техногенного воздействия проявляются, прежде всего, в нарушении характерных для фонового аллювия количественных соотношений ассоциирующих друг с другом в природных условиях минералов. Степень указанного изменения существенно возрастает с увеличением интенсивности техногенного воздействия (например, в ряду воздействия «фон – агрораион – город – свалка»), что обусловлено увеличением темпов и объемов поступления техногенного осадочного материала в водотоки, а также своеобразием условий среды осадконакопления. В легкой фракции русловых отложений (в ряду «фон – агрораион – город – свалка») наблюдается направленное снижение содержания основных порообразующих минералов – кварца и полевых шпатов, измененных минералов, обломков пород и микроклина и отмечается значительный рост количества минеральных новообразований (карбонатных минералов, лимонизированных обломков), а также заметное увеличение содержаний аутигенного глауконита и кислых (Na–Ca) плагиоклазов, фиксируется появление хлорита, мусковита, халцедоновых обломков, вулканического основного и кислого стекла. В тяжелой фракции происходит существенное увеличение содержаний гидроксидов железа и заметное снижение количества эпидота. Наблюдается также направленное увеличение суммарного количества минералов, обладающих выраженной магнитной восприимчивостью. В техногенных илах встречаются такие минералы, как портландит, муллит, пирит-марказит, апатит, дистен, типичные для различных отходов и выбросов (угольной золы, промышленной пыли, промышленных шламов, осадков сточных вод и др.). Содержание глинистых минералов в техногенных илах достигает 0,2–3,4%, тогда как в фоновом аллювии их не более 0,1%. В илах отмечаются более высокие содержания (по сравнению с фоновым аллювием) таких устойчивых в зоне гипергенеза акцессорных минералов, как ставролит, дистен, рутил, анатаз, турмалин (18–21% против 14% в фоне аллювия), что отражается в росте коэффи-

циента устойчивости (с 0,6 до 1,5–2); фиксируется заметное снижение доли минералов низкой гидродинамической устойчивости (с 48% до 22–32%) и минералов низкой миграционной способности (с 5% до 3–4%). В общем случае фоновый аллювий характеризуется средней химической зрелостью, тогда как техногенные илы (как молодые осадочные образования) отличаются низкой химической зрелостью. Более высокие значения отношения «ставролит/дистен» свидетельствуют о том, что по сравнению с фоновым аллювием техногенные илы находятся в стадии активного постседиментационного преобразования. Определенную роль в накоплении и формировании морфологического облика и (отчасти) химического состава речных отложений (особенно техногенных илов) в зонах техногенного загрязнения могут играть асбестовые минералы и тальк, поступающие в водотоки со сточными водами и поверхностным стоком. Минералогические особенности техногенных илов во многом обуславливают своеобразие их химического состава, а высокие содержания в них аморфного вещества, карбонатных минералов, гидроксидов железа, других новообразований, аутигенных и глинистых минералов определяют значимость этих новейших отложений как концентраторов различных загрязняющих веществ (особенно тяжелых металлов), а также определяют возможные вторичные преобразования техногенных илов и поведение связанных с ними химических элементов. Иногда особую роль в формировании речных отложений в зонах техногенного загрязнения играют седиментиты, образующиеся непосредственно в руслах рек и представляющие собой своеобразные техногенные осадочные породы, а также разнообразные искусственные частицы, поступающие в водотоки с поверхностным стоком и сточными водами.

Петрохимический состав фонового аллювия закономерно близок составу четвертичных отложений и почв, слагающих водосборные бассейны, что проявляется в доминировании кремнезема (75–82%) и глинозема (4,5–11,5%). Это является следствием минерального состава (преобладание кварца, присутствие полевых шпатов) и активного формирования литогенной фации аллювия. Содержание прочих оксидов и органического вещества невелико. Повышенные концентрации кальция, магния и фосфора являются следствием наличия в пределах водосбора известняков и доломитов (р. Пахра), натрия – развития процессов засоления почв (р. Нура). В общем случае можно считать, что фоновый русловой аллювий, длительное время находящийся в метастабильных условиях зоны окисления, с геохимической точки зрения представляет собой зрелые (в терминологии старой геологической литературы – более потрепанные), относительно устойчивые образования, которые характеризуются более высокой степенью дифференциации слагающего их осадочного материала.

Петрохимический состав техногенных илов чрезвычайно своеобразен и закономерно близок составу осадков сточных вод, образующихся на городских очистных сооружениях – основном источнике поступления осадочного материала в промышленно-урбанизированных районах. В общем случае техногенные илы отличаются существенно более низким содержанием кремнезема, высокими значениями показателя ППП (высокое содержание органики), высокими содержаниями CaO (и соответственно CO₂ карбонатов), Al₂O₃, P₂O₅, серы, повышенными концентрациями железа и титана. Так, содержание кремнезема в илах нередко снижается до 42–62%, существенно возрастает количество органического вещества (значения показателя ППП илов – 10–26% и более против 1,67–3,6% в фоновом аллювии) и оксидов кальция (с 0,8–3,6% в фоновом аллювии до 6–10% и более в илах). Можно утверждать, что техногенные илы являются образованиями незрелыми, продолжительность их формирования (с геологической точки зрения) невелика; они отличаются низкими значениями показателей степени дифференциации и способностью к активным диагенетическим изменениям слагающего их вещества, что в существенной мере и будет определять дальнейшую судьбу связанных с ними органических и неорганических поллютантов. Изучение петрохимического состава отложений и расчет соответствующих показателей (петрохимических модулей) позволяют с большей уверенностью идентифицировать техногенные илы и более точно оконтурить в руслах рек пространственное положение связанных с ними зон техногенного загрязнения, установить важнейшие физико-химические особенности техногенных илов – концентраторов и носителей основной массы поступающих в реки поллютантов. С рассматриваемой точки зрения особенно эффективно использование для этих целей таких петрохимических показателей, как гидрозольный, плагиоклазовый, степени дифференциации, окисления, органо-кремниевый, кремни-

евого, а также абсолютных содержаний кремнезема, глинозема, оксидов кальция, серы, показателя потерь при прокаливании (отражающего содержание органического вещества).

В природных (фоновых) условиях распределение ОВ в отложениях малой реки определяется главным образом механической дифференциацией поступающего аллохтонного осадочного материала и в меньшей степени наложенным процессом накопления автохтонной органики. Это обуславливает невысокое содержание ОВ в фоновом аллювии ($C_{\text{орг}} = 0,65\%$) и преобладание в его составе гумусовых кислот (81,8% от $C_{\text{орг}}$) при незначительной доле остаточного ОВ (16,7%) и липидов (1,5%). Фоновый аллювий характеризуется фульватно-гуматным типом ОВ и очень высокой степенью его гумификации, что свидетельствует о преобладании в природных условиях окислительных процессов. В целом по своему компонентному составу ОВ фоновое аллювия близко органическому веществу осадочных пород и особенно почв, слагающих водосборную территорию.

Техногенные илы, формирующиеся в зоне влияния города, отличаются более высоким содержанием ОВ ($C_{\text{орг}}$ 1,26–2,60%, среднее 1,87%), причем наиболее резко в них увеличиваются удельные концентрации липидов (в 6–59 раз по сравнению с фоновым аллювием) и нерастворимого ОВ (в 3–11 раз). В существенно меньшей степени (в 1,3–1,6 раза) возрастает удельное содержание гумусовых кислот, в составе которых уже доминируют ФК. Илы отличаются от фоновое аллювия принципиально иной структурой группового состава содержащегося в них ОВ: относительная доля липидов возрастает до 10–20%, остаточного органического вещества – до 27,3–48,6%, а гумусовых кислот снижается до 29,6–57,1%. В целом ОВ техногенных илов характеризуется средней и высокой степенью гумификации, фульватным и гуматным типом гумуса, что указывает на преобладание в условиях загрязнения восстановительных процессов. По мере удаления от города уменьшение общего содержания ОВ в илах происходит в основном за счет снижения в них количества гуминовых кислот и труднорастворимых органических соединений. В техногенных илах количество органического углерода заметно превышает содержание карбонатного углерода, что отличает их от фоновое аллювия и других осадочных образований. В формировании физических свойств, текстуры и структуры илов, их цвета и запаха важную роль играют нефтепродукты, содержания которых в зонах наиболее интенсивного загрязнения достигают нескольких сотен мг/кг и более. Типичными органическими поллютантами, практически повсеместно присутствующими в донных отложениях рек техногенных ландшафтов, являются ПАУ (включая бенз(а)пирен – надежный маркер техногенного воздействия), ПХБ и другие соединения. Своеобразие группового состава ОВ илов обусловлено спецификой техногенных источников питания реки осадочным материалом и особенностями среды техногенного аллювиального осадконакопления.

Многие ОВ, поступающие в реки со сточными водами и поверхностным стоком с освоенных территорий, являются ксенобиотиками и относятся к трудно окисляемым соединениям. Определенная часть ОВ техногенного происхождения, являясь относительно безопасными для живых организмов, способна в условиях речной среды трансформироваться в более токсичные соединения, что увеличивает общую экотоксичность илов. ОВ, концентрирующееся в техногенных илах в значительных количествах, априори определяет их важнейшие физико-химические свойства (в том числе, повышенную связность, консолидацию, устойчивость к размыву) и играет важную роль в поведении многих тяжелых металлов. Высокое содержание ОВ в илах обуславливает дополнительные расходы кислорода на его окисление, что способствует формированию в речном русле анаэробных (глеевых) условий, при которых усиливается миграционная подвижность металлов и их способность к обмену между отложениями и водой. Липиды, в значительных количествах присутствующие в техногенных илах и являющиеся наиболее лабильной частью ОВ, могут способствовать формированию подвижных, геохимически активных форм металлов, а повышенное содержание трудногидролизуемого ОВ – увеличению запасов их прочносвязанных форм.

Техногенные илы характеризуются специфическим составом микробиоты, присутствием в них патогенных и условно патогенных микроорганизмов. Это определяет их микробиологическое своеобразие и повышенную микробиологическую опасность, а также роль указанных организмов в формировании состава органического вещества этих современных русловых отложений.

5. Химические элементы в техногенных речных илах

Донные отложения поверхностных водотоков и водоемов традиционно используются в качестве компонента (индикатора) для выявления состава, интенсивности и масштаба техногенного загрязнения водных систем и ландшафтов в целом. В существенной мере это обусловлено тем, что они, как важнейшие компоненты аквальных ландшафтов, являются конечным звеном местных ландшафтно-геохимических сопряжений, в силу чего их вещественный состав (минеральный, петрохимический, химический) отражает геохимические особенности водосборных территорий. Особенно ярко подобная зависимость проявляется в бассейнах малых рек, которые служат основными приемниками сточных вод и загрязненного промышленными выпадениями, отходами и агропестицидами поверхностного стока с освоенных территорий.

5.1. Техногенные геохимические аномалии и приемы их выявления

В экологической геохимии при оценках распространенности химических элементов в донных отложениях чаще всего используют их удельную распространенность, относительную распространенность и (реже) парциальную (частичную) распространенность. Для характеристики удельной распространенности используют массовые показатели (например, г/т, мг/кг, мкг/г, в % от массы и т.п.), отражающие общее (или валовое) содержание (общую концентрацию) химического элемента в данном геологическом теле (в донных отложениях). Для выражения относительной распространенности химических элементов применяют коэффициенты, в основе которых лежит коэффициент распределения – величина отношения содержаний данного элемента в каких-либо сравниваемых между собой взаимосвязанных компонентах. Именно таким коэффициентом является известный кларк концентрации (K_K), в свое время предложенный В.И. Вернадским [81] для характеристики относительной распространенности химических элементов и представляющий собой отношение содержания какого-либо элемента в рассматриваемом природном объекте (например, в речных отложениях) к его кларку (среднему содержанию в земной коре, в литосфере или, например, в осадочных породах Земли). В экологической геохимии для оценки относительной распространенности используется коэффициент концентрации, представляющий собой отношение установленного содержания элемента к его фоновому уровню (при значениях этого коэффициента больше единицы, его называют еще коэффициентом накопления или коэффициентом аномальности; при значениях меньше единицы – коэффициентом рассеяния). Если, например, в донных отложениях изученного участка реки параметры распределения валовых содержаний химического элемента (или группы элементов) достоверно отличаются (т. е. больше или меньше) от его (их) фоновых концентраций (или от кларка), то говорят о геохимической аномалии. В эколого-геохимических исследованиях под фоновой концентрацией (фоновым содержанием) химического элемента понимается его содержание в каком-либо компоненте (например, в донных отложениях) относительно однородного в ландшафтно-геохимическом отношении природного участка, не испытывающего прямого техногенного воздействия [508]. На практике для этой цели обычно исследуются донные отложения верхних участков речной сети, получающих питание водой и осадочным материалом из природных источников.

Необходимо отметить, что в настоящее время для оценки общей распространенности элементов применяют также безразмерные единицы, что предоставляет определенные удобства, особенно при сравнении химического состава различных по фазовому состоянию природных сред (например, воды и донных отложений и т. п.). Наиболее известными из таких единиц являются ppm (*part per million parts* – часть на миллион частей, т. е. одна миллионная доля, что соответствует одной десяти тысячной процента относительного содержания) и ppb (*part per billion parts* – часть на миллиард частей, т. е. одна миллиардная доля). В отечественной научной литературе иногда вместо аббревиатур ppm и ppb используют, соответственно, обозначения ч/млн и ч/млрд. Между весовыми (процентными) показателями и безразмерными единицами существует пропорциональная связь, что позволяет достаточно легко переходить от одних к другим (например, 1 ppm = 1 мг/кг = 1 г/т = 1 мкг/г = 10⁻⁴%; 1 ppb = 1 мкг/кг = 1 мг/т = ~ 1 мкг/л = ~ 1 мкг/дм³ = 10⁻⁷% и т. д.).

Парциальное (частичное) содержание химического элемента в каком-либо природном компоненте, по Дж. Фортескью [601], представляет собой часть от его общего содержания, которая извлекается из образца, отобранного и обработанного по стандартной методике с использованием, например, специальных экстрагирующих растворов единого состава в течение определенного времени, при заданных температурах (и других условиях). Таким образом, парциальное содержание – это удельное или относительное содержание какой-либо формы (в общепринятом понимании этого термина) химического элемента в исследуемом объекте (компоненте). Например, валовое содержание свинца в речных отложениях составляет 100 мг/кг (т. е. 100 ppm), парциальное содержание его сульфидной формы – 10 мг/кг (10 ppm или 10% от вала). На практике, особенно с точки зрения экогеохимии и экотоксикологии, рационально различать подвижные, относительно подвижные и прочносвязанные формы нахождения химических элементов (и отвечающие им парциальные содержания). В данном случае под «подвижностью» понимается способность элементов относительно активно включаться в миграционные потоки (например, переходить в растворенное состояние при соответствующих изменениях условий среды, усваиваться живыми организмами и включаться в пищевые цепи и т. д.). Для преобразования прочносвязанных форм необходимо более длительное время их нахождения в гипергенных условиях или более резкие изменения последних, либо участие специфического фактора (например, кислотных дождей). «Относительно подвижные формы нахождения» занимают промежуточное положение. Естественно, чем выше парциальное содержание подвижных форм (всупе с их относительным количеством от вала) того или иного химического элемента в донных отложениях, тем более высока его экологическая и токсикологическая опасность. В настоящее время разработаны и применяются различные методические приемы (различные аналитические процедуры) выделения форм нахождения химических элементов из горных пород, почв, донных отложений и других подобных образований, главными из которых являются методы химического фракционирования, основанные на селективной однократной или последовательной (многократной) экстракции. Обзор этих приемов приведен в работе [819].

Принципиальным является тот факт, что техногенное воздействие обуславливает изменение не только валовых содержаний элементов, но и приводит к трансформации их форм нахождения, т. е. меняет парциальные содержания химических элементов. Более того, иногда валовые содержания химического элемента в зонах техногенного загрязнения практически не отличаются от фоновых концентраций, однако при этом существенно изменяются его формы нахождения (баланс форм нахождения), что, безусловно, также представляет собой явление, аномальное по отношению к фоновым условиям. Отсюда следует, что геохимическая аномалия – это не только отличие валового содержания химических элементов от их фоновых концентраций, что, в частности, подчеркивается в ГОСТ'e 28492-90 [146]. Здесь термин геохимическая аномалия определяется как часть геологического пространства (геологического объекта), которой свойственны аномальные (т. е. отличные от фоновых) значения геохимического показателя, под которым понимается не только абсолютное содержание химического элемента, но и любая другая аналитически установленная или рассчитанная величина, используемая для количественной или качественной характеристики изучаемых геологических объектов. Тем не менее традиционно наиболее пристально изучаются геохимические аномалии, выделяемые по уровням валового содержания химических элементов. При этом в центре внимания находятся так называемые (в терминологии А.И. Перельмана [428]) «положительные геохимические аномалии», когда концентрации элемента (элементов) достоверно превышают фоновые содержания (или, например, кларк). В меньшей степени исследуются «отрицательные геохимические аномалии», когда концентрации элементов меньше их фоновых содержаний (меньше кларка). С позиций экологической геохимии многозначные термины-элементы «положительная» и «отрицательная» являются ложно ориентирующими, поскольку первый наводит на мысль о том, что данное явление обладает некими «хорошими, полезными экологическими качествами», а второй – свидетельствует о «плохих экологических качествах». Возможно, именно поэтому они и не нашли на практике широкого применения и требуют более строго терминологического оформления. (Может быть, в первом случае надлежит говорить об геохимических аномалиях накопления, геохимических аномалиях концентрирования, во втором – об

геохимических аномалиях разубоживания?) Как правило, именно в случае с положительными геохимическими аномалиями, наиболее свойственных техногенным ландшафтам, и говорят о «техногенном загрязнении», а участки биосферы, где наблюдаются такие аномалии, называют зонами техногенного загрязнения. Обоснованно считается, что различные характеристики «положительных аномалий», отражающие состав и параметры техногенного загрязнения, в конечном счете определяют качество окружающей среды. Такие техногенные геохимические аномалии в основном и рассматриваются в настоящей работе. Необходимо отметить, что термины «техногенная геохимическая аномалия» и «зона техногенного загрязнения» нередко (и вполне справедливо) не рассматриваются как синонимы. Например, в пространственном отношении под зоной загрязнения может подразумеваться часть ландшафта (территории), в пределах которой загрязняющие вещества достигают концентраций, оказывающих неблагоприятное влияние на живые организмы, или, говоря иначе, в пределах зоны загрязнения содержания поллютантов в том или ином компоненте стабильно превышают гигиенические (экологические) нормативы. В свою очередь, часть ландшафта, в пределах которой наблюдается стабильное превышение фоновых содержаний элементов, но не происходит нарушения существующих нормативов, называют зоной влияния (или зоной воздействия) источника загрязнения.

В настоящее время формализованная оценка экологической или санитарно-токсикологической опасности уровней содержания химических элементов в окружающей среде проводится путем сравнения их реальных концентраций в исследуемом природном компоненте с нормативными уровнями, определяющими безопасные условия существования живых организмов (прежде всего, человека). В нашей стране для этих целей чаще всего применяют показатели существующей системы санитарно-гигиенического нормирования (ПДК – предельно допустимая концентрация, ОДК – ориентировочно допустимая концентрация, МДУ – максимальный допустимый уровень и т. д.). Однако для донных отложений подобные нормативы отсутствуют, а практикуемое использование гигиенических нормативов, разработанных для почв, вряд ли оправдано. Как известно, гигиеническое нормирование химических веществ в почве осуществляется с применением специфических только для данного компонента имитационного модельного почвенного эталона и показателей вредности [132]. Бессмысленно и использование для подобных целей ПДК химических элементов в воде, что, как не странно, иногда применяется на практике.

В известных «Критериях...» [277] для оценки степени химического загрязнения поверхностных водотоков рекомендуется использовать так называемый коэффициент донной аккумуляции (КДА), представляющий собой частное от деления концентрации поллютанта в донных отложениях на его концентрацию в воде: при КДА, равного $n \times 10$, состояние поверхностных вод характеризуется как относительно удовлетворительное, при $n \times 10^3 - n \times 10^4$ – наблюдается чрезвычайная экологическая ситуация, при $\text{КДА} > n \times 10^4$ – экологическое бедствие. Не совсем понятно, какую ситуацию мы будем иметь при $\text{КДА} = n \times 10^2$ (это, впрочем, может быть объяснено опечаткой), но главное, пожалуй, в том, что использование данного показателя в качестве оценочного на практике нередко становится бессмысленным. Это, в частности, иллюстрируется табл. 226, из которой следует, что если содержания химических элементов в донных отложениях реки равны кларкам в осадочных породах (достаточно типичная в природных условиях ситуация), а концентрации в воде – средним содержаниям в водах зоны гипергенеза (также не менее типичная ситуация), то значения КДА свидетельствуют либо о чрезвычайной экологической ситуации, либо об экологическом бедствии, свойственных данному гипотетическому водному объекту, отличающегося, по сути, природными уровнями распределения в его компонентах химических элементов. Аналогичные результаты получаются и при использовании КДА для оценки реально наблюдаемых распределений химических элементов в воде и донных отложениях. Так, из табл. 227 следует, что фоновые участки реки, где отсутствуют прямые источники техногенного загрязнения, характеризуются экологическим бедствием (в связи с загрязнением хромом и никелем) или чрезвычайной экологической ситуацией (в связи с загрязнением свинцом), тогда как установленные уровни химических элементов находятся в пределах известных их фоновых и глобальных параметров распределения.

Таблица 226. ПДК в воде водных объектов, средние концентрации химических элементов в водах зоны гипергенеза и значения КДА

Элемент	Лимитирующий показатель вредности*	Класс опасности*	ПДК, мг/л*	Воды зоны гипергенеза, мг/л**	ПДК/среднее содержание в зоне гипергенеза	КДА
Бериллий	с.-т.	1	0,0002	0,00019	1,05	15800
Марганец	орг. окр.	3	0,1	0,0545	1,8	12300
Литий	с.-т.	2	0,03	0,013	2,3	4600
Фтор	с.-т.	2	1,5	0,48	3,1	1040
Кадмий	с.-т.	2	0,001	0,00024	4,2	1250
Барий	с.-т.	2	0,1	0,0183	5,5	43700
Титан	общ.	3	0,1	0,0174	5,7	258600
Бор	с.-т.	2	0,5	0,0779	6,4	1280
Свинец	с.-т.	2	0,03	0,00297	10	6730
Ртуть	с.-т.	1	0,0005	0,0000411	12	9730
Селен	с.-т.	2	0,01	0,00072	14	830
Ниобий	с.-т.	2	0,01	0,00045	22	44440
Цинк	общ.	3	1	0,0414	24	1930
Никель	с.-т.	3	0,1	0,00358	28	26530
Мышьяк	с.-т.	2	0,05	0,00146	34	4520
Стронций	с.-т.	2	7	0,183	38	2460
Сурьма	с.-т.	2	0,05	0,00068	73	2940
Ванадий	с.-т.	3	0,1	0,00134	75	97000
Молибден	с.-т.	2	0,25	0,00175	143	1140
Медь	орг. привк.	3	1	0,00558	179	10200
Серебро	с.-т.	2	0,05	0,00026	192	380
Кобальт	с.-т.	2	0,1	0,00039	256	51200
Вольфрам	с.-т.	2	0,05	0,00003***	1666	66600

Примечание: Лимитирующий показатель вредности: с.-т. – санитарно-токсикологический, общ. – общесанитарный, орг. окр. – органолептический (изменяет запах воды), орг. привк. – органолептический (придает воде привкус); класс опасности: 1 – чрезвычайно опасные, 2 – высокоопасные, 3 – опасные; * по [446]; ** [641]; *** Среднее содержание в речных водах [137]: КДА – коэффициент донной аккумуляции (отношение кларка осадочных пород, приводимых в [21], к среднему содержанию элементов в водах зоны гипергенеза).

Таблица 227. Содержание металлов в донных отложениях и воде фоновых участков р. Инсар (Мордовия) и значения КДА

Металл	Концентрации, ppm [698]		КДА	Состояние поверхностных вод, по [277]
	Отложения	Вода		
Хром	62	0,003	20666	Экологическое бедствие
Никель	35	0,0026	13462	Экологическое бедствие
Свинец	17	0,0022	7727	Чрезвычайная ситуация

Сравнение ПДК химических элементов в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования с их глобальными средними содержаниями в водах зоны гипергенеза показывает также, что существующие гигиенические нормативы разрабатываются без учета реальных уровней содержания элементов (и их соотношения) в природных водах, или, наоборот, приводимые кларки не отражают истинных параметров абсолютной распространенности элементов. Например, низкие уровни ПДК (или, наоборот, завышенные средние концентрации в водах зоны гипергенеза?) характерны для бериллия, марганца, лития, кадмия и ряда других элементов. Химические элементы, относящиеся к одному классу опасности, отличающиеся одним и тем же лимитирующим показателем вредности и даже обладающие практически равными величинами токсической или летальной дозы, обладают совершенно разным (с точки зрения возможности превышения ими уровня ПДК в условиях техногенного загрязнения) «запасом прочности». Известно, что многие компоненты химического состава природных вод находятся между собой в определенной парагенетической связи, что отражается в соответствующих коэффициентах пропорциональности между концентрациями близких по физико-химическим свойствам химических элементов. Не исключено, что существование подобной связи должно учитываться и системой ПДК. Безусловно, назрела необходимость ревизии как существующих ПДК, так и известных

параметров глобальной распространенности химических элементов в природных водах. В последнем случае, судя по всему, необходим тщательный анализ химико-аналитических методов, послуживших основой для получения фактических данных, используемых при расчетах показателей глобальной абсолютной распространенности химических элементов в гидросфере и ее частях. Не исключено, что многие аналитические результаты прошлых лет не отвечают современным требованиям, предъявляемым к химико-аналитическим исследованиям (с точки зрения точности метода и т. д.).

В прикладной геохимии в качестве минимально-аномальных содержаний (глобальных фоновых уровней) широко практикуется использование показателей глобальной распространенности химических элементов, например, кларков земной коры, литосферы, горных пород, гидросферы и т. д. Кларк, по выражению А.Е. Ферсмана, есть величайшая константа космической системы и данного химического элемента. По словам В.И. Вернадского, биогеохимическая организованность биосферы и ее химический состав должны рассматриваться как равновесия, подвижные, все время колеблющиеся в историческом и в геологическом времени около точно выражаемого среднего [87]. Таким «средним» и являются кларки химических элементов, конечно, требующие дальнейшего уточнения. Не исключено, что кларки и другие глобальные показатели абсолютной распространенности химических элементов определяют такие уровни их содержания в окружающей среде, которые априори безопасны для существования живых организмов [508]. Именно поэтому показатели глобальной абсолютной распространенности химических элементов – наряду с фоновыми параметрами их распределения – часто применяются для подсчета относительной распространенности химических элементов на локальном и региональном уровне. Не исключено, что нормирование на кларки и другие глобальные показатели (наряду с использованием фоновых содержаний) должно стать своего рода обязательной процедурой при проведении любых прикладных геохимических исследований, направленных на оценку состояния окружающей среды и ее компонентов.

В настоящее время достаточно надежно установлено, что в основных типах горных пород, в существенной мере определяющих геохимические особенности природных (фоновых) ландшафтов, для большинства химических элементов характерно относительно равномерное пространственное распределение их концентраций (коэффициенты вариации обычно находятся в пределах 30–60%), лишь иногда наблюдается неоднородное и крайне неоднородное распределение (коэффициенты вариации 60–100%) [449]. Таким образом, валовые концентрации химических элементов в донных отложениях, которые в 1,5 раза больше или меньше фоновых содержаний, типичных для данного бассейна реки, с большой долей уверенности могут быть отнесены к аномальным концентрациям. Данный уровень в определенной мере также сглаживает природную вариацию распределения химических элементов и возможные ошибки опробования и химико-аналитических исследований.

Изучение химического состава донных отложений малых рек широко применяется при проведении прикладных эколого-геохимических и санитарно-гигиенических исследований, выполняемых различными службами, организациями и исследователями в зонах влияния самых разнообразных по своему значению и характеру воздействия на окружающую среду источников загрязнения, в промышленно-урбанизированных районах, в городских агломерациях, в пределах речных бассейнов, административных образований и т. д. [396, 406, 407, 503, 508, 662, 915]. Очень часто такое изучение основывается не на площадных геохимических съемках, предполагающих систематический отбор проб донных отложений с заданной плотностью, определяемой масштабом картирования, а на их выборочном опробовании. Анализ публикаций показывает, что методические приемы подобных исследований обоснованы еще недостаточно полно. Трудности, с которыми сталкиваются практические работники, обычно возникают как при организации опробования донных отложений, так и при анализе и интерпретации полученных фактических данных. В зарубежной литературе для так называемой «оценки уровня загрязнения донных отложений» чаще всего используются следующие показатели: коэффициент загрязнения (Contamination Factor); индекс суммарного загрязнения (Pollution Load Index); коэффициент обогащения (Enrichment Factor); геоаккумуляционный индекс (Geoaccumulation Index, или Igeo). Для данных показателей разработаны

соответствующие оценочные шкалы. Практические аспекты использования этих показателей недавно были подробно рассмотрены белорусскими специалистами [396]. Тем не менее, с указанной выше точки зрения, особенно действенным представляется применение метода техногенных геохимических ассоциаций [513, 702, 737, 761, 767].

5.2. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях рек

Техногенные геохимические аномалии, свойственные загрязненным рекам освоенных районов (городов и городских ландшафтов, агроландшафтов, горнопромышленных ландшафтов), в большинстве случаев отличаются полиэлементным составом, т. е. повышенным (аномальным) накоплением в донных отложениях определенной группы химических элементов. Таковую группу химических элементов, характеризующую состав геохимической аномалии (или, по сути, состав техногенного загрязнения) и, соответственно, геохимический (миграционный) поток, связанный с источником или несколькими источниками техногенного воздействия на исследуемый водоток, называют техногенной геохимической ассоциацией [474, 508, 513, 542–544, 546]. В пространственном отношении геохимическая ассоциация может характеризовать объект исследования в целом, его часть или конкретную точку опробования. Ниже обоснованы методические приемы выявления и анализа техногенных геохимических ассоциаций, систематизированы показатели, используемые для их характеристики, рассмотрены особенности геохимических ассоциаций в донных отложениях водотоков сельскохозяйственных, промышленно-урбанизированных и горнопромышленных районов.

5.2.1. Методические подходы к выявлению и оценке геохимических аномалий

Выявление техногенных геохимических аномалий и анализ характеризующих их ассоциаций основаны на изучении геохимических выборок, т. е. совокупности значений концентраций химических элементов в донных отложениях, приуроченных к участку русла реки, испытывающему непосредственное воздействие источника (группы источников) загрязнения. Для характеристики техногенных геохимических ассоциаций в донных отложениях рек предлагается использовать комплекс следующих относительно простых показателей [687, 702, 737, 761, 767, 777].

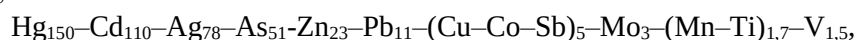
1. Коэффициент концентрации химического элемента – K_C [503]; характеризует уровень концентрирования (уровень аномальности, интенсивность аномалии) элемента в донных отложениях (в зоне загрязнения) относительно его фоновое содержание. Как уже говорилось, в ассоциацию включаются элементы со значениями K_C не менее 1,5.

Коэффициент рассчитывается по формуле:

$$K_C = C_i / C_\phi,$$

где C_i – средняя концентрация i -го химического элемента, установленная для данной геохимической выборки, C_ϕ – фоновое содержание этого элемента.

2. Формула геохимической ассоциации [474]; характеризует качественный (элементный) состав и структуру геохимической аномалии; представляет собой упорядоченную по значениям K_C совокупность (ранжированный ряд) химических элементов. Как правило, ассоциация, характерная для определенного вида (источника) воздействия, отличается своеобразным количественным сочетанием (соотношением значений K_C) элементов. Формула геохимической ассоциации изображается, например, так:



где цифровые индексы около символов химических элементов представляют их K_C . Обычно химические элементы, входящие в ассоциацию, систематизируются (объединяются) по значениям K_C в группы, границы интервалов которых примерно соответствуют шкале десятичных логарифмов с шагом 0,5; 1,5–3; 3–10; 10–30; 30–100 и т. д., что наглядно при сравнении различных объектов и представлении материалов в табличной форме.

3. Показатель N_3 ; характеризует количественный состав техногенной геохимической ассоциации и отражает число (количество) входящих в нее химических элементов (т. е. K_C которых не менее 1,5).

4. Коэффициент среднего накопления химических элементов R_x , являющийся вариантом коэффициента накопления Р. Моксхэма [1004]; представляет собой среднее арифметическое суммы значений K_C элементов, входящих в техногенную геохимическую ассоциацию, и характеризует среднюю интенсивность полиэлементной геохимической аномалии; коэффициент рассчитывается по формуле:

$$R_x = \left(\sum_{i=1}^n K_C \right) : n,$$

где K_C – коэффициент концентрации i -го химического элемента, n – число, равное количеству элементов, входящих в геохимическую ассоциацию (т. е. N_3).

5. Суммарный показатель загрязнения Z_C [500]; представляет собой сумму коэффициентов концентрации K_C элементов (за вычетом фона), входящих в геохимическую ассоциацию, отражает аддитивное превышение фонового уровня группой ассоциирующихся элементов и характеризует уровень техногенного загрязнения водотока. Он рассчитывается по формуле:

$$Z_C = \left(\sum_{i=1}^n K_C \right) - (n - 1),$$

где K_C – коэффициент концентрации i -го химического элемента, n – число, равное количеству химических элементов, входящих в геохимическую ассоциацию (т. е. N_3).

6. Показатель санитарно-токсикологической опасности Z_{CT} ; представляет собой сумму коэффициентов концентрации K_C (за вычетом фона) химических элементов 1-го и 2-го классов опасности, входящих в ассоциацию, для которых известны ПДК в воде водных объектов (табл. 228). Этот показатель характеризует степень потенциальной санитарно-токсикологической опасности данного уровня техногенного загрязнения. В данном случае можно говорить и о санитарно-токсикологической вредности донных отложений как вещества. Показатель рассчитывается по той же формуле, что и суммарный показатель загрязнения Z_C (с соответствующей корректировкой учитываемых химических элементов).

Таблица 228. Классы опасности химических элементов, присутствующих в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования [446]

Класс опасности		
1 (чрезвычайно опасные)	2 (высоко опасные)	3 (опасные)
Be, Hg, Tl	Ag, Al, As, B, Ba, Bi, Br, Cd, Co, F, Li, Mo, Nb, Sb, Se, Sr, Te, Pb, W	Cr, Cu, Mn, Ni, Ti, V, Zn

Примечание. Элементы 1 и 2 классов опасности, а также Cr, Ni и V нормируются по санитарно-токсикологическому показателю вредности; Mn и Cu – по органолептическому, Ti и Zn – общесанитарному; лимитирующий показатель вредности учитывается при одновременном содержании нескольких веществ в воде и при расчете суммарных показателей.

7. Показатель долевого участия химического элемента в геохимической ассоциации $M_C\%$ [546]; отражает процентную долю участия химического элемента в ассоциации и используется для характеристики структуры последней. Показатель рассчитывается по формуле:

$$M_C\% = [(K_C - 1) : Z_C] \times 100\%,$$

где K_C – коэффициент концентрации химического элемента в данной геохимической ассоциации; Z_C – суммарный показатель загрязнения, характерный для этой же ассоциации.

Рекомендуется рассчитывать данный показатель для химических элементов, доля участия которых в геохимической ассоциации в сумме превышает 50%. Для техногенных геохимических ассоциаций, фиксируемых донными отложениями рек, это, как правило, чаще всего 3–5 химических элементов.

8. Характеристики уровня техногенного загрязнения и его степени потенциальной санитарно-токсикологической опасности на основе ориентировочной шкалы (табл. 229). Указанная шкала, разработанная на основе эмпирического материала, полученного при сопряженном изучении техногенных геохимических аномалий в донных отложениях и в растворе речных вод, в существенной мере имеет экспертный характер. Тем не менее опыт свидетельствует об эффективности ее применения, особенно при сравнении разных рек, участков их русла, объектов и районов. Степень санитарно-токсикологической опасности техногенного загрязнения в данном случае определяет также значимость донных отложений как источника загрязнения водной фазы и вероятность токсического воздействия их (как вещества) на живые организмы.

Таблица 229. Ориентировочная шкала оценки загрязнения рек по интенсивности накопления химических элементов в донных отложениях [702]

Z_c	$Z_{ст}$	Уровень техногенного загрязнения	Степень санитарно-токсикологической опасности	Содержания токсичных элементов в растворе речных вод
< 10	< 10	Слабый	Допустимая	Большинство в пределах фона
10-30	10-30	Средний	Умеренная	Многие повышены относительно фона; некоторые эпизодически достигают ПДК
30-100	30-100	Высокий	Опасная	Многие заметно выше фона; некоторые превышают ПДК
100-300	100-300	Очень высокий	Очень опасная	Многие во много раз выше фона; некоторые стабильно превышают ПДК
> 300	> 300	Чрезвычайно высокий	Чрезвычайно опасная	Большинство во много раз выше фона; многие стабильно превышают ПДК

Примечание. При вычислении аддитивных показателей необходимо использовать одно и то же число химических элементов. В приводимых ниже примерах использование таких коэффициентов основано на исследовании распределения в донных отложениях, по крайней мере, 40 химических элементов, обычно определяемых приближенно-количественным спектральным методом, а также ртути, сурьмы, мышьяка и фтора, иногда таллия и селена.

5.2.2. Реки сельскохозяйственных районов

Сельскохозяйственное производство является одним из основных потребителей пресной воды, что во многом и определяет вероятность его негативного воздействия на водотоки и водоемы. В то же время основные усилия по охране водных объектов от загрязнения химическими элементами (особенно тяжелыми металлами) длительное время были сконцентрированы на проблемах, связанных с крупными городами. Считалось, что загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами в агроландшафтах или не контролируется или второстепенно. Исследования, выполненные в разных странах, показали, что такое загрязнение уже нельзя рассматривать как малозначительное [219, 250, 313, 504, 508, 713, 714]. Как было показано выше, в агроландшафтах источниками поступления химических элементов в водотоки служат минеральные и органические удобрения, пестициды, нестандартные агромерелиоранты, отходы и сточные воды животноводческих комплексов и ферм, выбросы и сточные воды предприятий по производству комбикормов и первичной переработке агропродукции, выхлопы автотранспорта, выбросы, отходы и сточные воды сельских населенных пунктов, рекреационных объектов и мастерских по ремонту агротехники. Основные способы поступления поллютантов (в растворе вод и в составе твердого взвешенного материала) в водные объекты – сброс сточных вод (точечные источники) и поверхностный (в том числе, внутрипочвенный) сток с водосборных территорий (неточечные, площадные источники).

Исследования были выполнены в Московской области в пределах бассейна р. Пахры (правый приток р. Москвы) [667, 669, 702, 173, 724, 737, 767, 777, 812]. По характеру сельскохозяйственного освоения исследованные водосборы (или их части) малых рек, охарактеризованные соответствующими геохимическими выборками, были разделены на 5 групп: а) с крупными животноводческими комплексами; б) комплексного сельскохозяйственного освоения (земледелие и животноводческие фермы); в) в основном земледельческого освоения; г) с расположенными в их

пределах агропоселками; д) с дачно-садоводческими поселениями. В случае неточечных источников загрязнения в пределах каждого водосбора (или их частей) отбиралось по всей длине водотока (с шагом 250–500 м) не менее 50 проб (верхний 0–20 см слой) супесчаных или супесчано-илистых русловых отложений. В зоне влияния животноводческих комплексов и сельских поселений отбор проб (не менее 30) донных отложений осуществлялся непосредственно ниже объекта (ниже места сброса сточных вод) на участках русла, протяженностью в 250–300 м (с шагом 10–15 м). В качестве фоновых исследовались отложения водотоков в верховьях р. Пахры, удаленных от прямого воздействия источников загрязнения (выборка 50 проб).

Как отмечалось выше, с эколого-геохимических позиций в агроландшафтах особую роль играет применение фосфорных удобрений, которые, кроме «желательного» фосфора, в повышенных количествах содержат обширную группу химических элементов. Напомним, что в удобрениях в повышенных количествах концентрируются F, As, Sn, Cd, Y, La, Ce; некоторые виды удобрений, кроме того, отличаются значимыми содержаниями Sr, Pb, Ba. С калийными удобрениями связана поставка Mo, с азотными – As, Cd, Hg, Co, Mo, Pb, Sn, с комплексными удобрениями и микроудобрениями (B, Mo, Cu, Zn, Mn, Co), пестицидами (Hg, Cu, F, Sn, Zn, V, Mn, As, Pb), с органическими удобрениями (некоторых тяжелых металлов). При обработке почв агротехникой происходит их загрязнение Fe, Cr, V, Ni, V, Cr, Zn (выхлопы дизельных установок, истирание механизмов и шин). Все виды отходов, образующиеся в животноводстве и птицеводстве, характеризуются повышенными содержаниями P, Hg, W, Sr, Zn, в меньшей степени – F, Bi, Ag, Cu, Mo, B. Присутствие Hg, W и Mo в существенной мере обусловлено попаданием в отходы вышедших из строя ртутных ламп и приборов и ламп накаливания. Есть сведения о значимых уровнях ртути в комбикормах, источником которой служит рыбная мука, готовящаяся из морской рыбы, отличающейся повышенным содержанием этого металла. Накопление в отходах и стоках Sr, F и Sn обусловлено употреблением в качестве кормовых добавок фосфатов, которые составляют до 0,8–1,5% общего веса комбикормов и относительно обогащены, кроме указанных элементов, P, As, Cd, Y, La, Ce и Pb. В состав типовых рационов кормления сельскохозяйственных животных добавляют соединения Zn, Mn, Cu, Co, J, иногда F, B, Se, Mo. Повышенными уровнями Zn, Cu, As отличается мясокостная, рыбная и крилевая мука. В животноводстве применяются антисептики, содержащие различные металлы. Сточные воды животноводческих комплексов представляют собой сток, состоящий из жидкого навоза, производственных, бытовых и дренажных вод, силосного сока. Как правило, они содержат в повышенных концентрациях Cu, Mn, Zn, Fe, B, Mo, W, Hg, Sr, F и другие элементы. После осветления в отстойниках и предварительной обработки стоки сбрасываются в водотоки или используются для орошения угодий. Обычно они отличаются высокими содержаниями взвешенных веществ, что определяет своеобразие формирующихся в руслах рек отложений. Таким образом, потенциально качественный состав основных потоков загрязняющих веществ в агроландшафтах разнообразен. Химические элементы, присутствующие в жидкой и твердой части таких потоков, в конечном счете поступают в водотоки и накапливаются в донных отложениях (табл. 230). Максимальные значения количественных характеристик геохимических ассоциаций типичны для зон воздействия крупных животноводческих комплексов, где формирование полиэлементных аномалий ($N_{\Sigma} = 16–20$) связано с влиянием сточных вод. Здесь для ряда элементов наблюдаются высокие K_C , что находит отражение в относительно повышенных значениях R_X (2,5–3,3). Обращает на себя внимание близкий качественный состав ассоциаций (при ведущей роли Hg, Ag, Zn, Se, As, P). Характерно также накопление в донных отложениях Cd, Cu, Mo, Sr, W. Многие из указанных элементов присутствуют в «аномальных» количествах в отходах и стоках животноводческих объектов. Значения показателя Z_C определяют высокий уровень, а показателя Z_{CT} – опасную степень санитарно-токсикологической вредности техногенного загрязнения рек.

В донных отложениях рек районов комплексного сельскохозяйственного освоения также накапливается широкий комплекс элементов ($N_{\Sigma} = 13–22$). Но здесь, во-первых, преобладают те из них, K_C которых в основном находятся в пределах 1,5–3, что обуславливает невысокие значения R_X (1,4–1,8). Во-вторых, в составе ассоциаций доминируют литофильные элементы (F, Sc, Nb, La, Y, Yb, Mn, Sr, V), хотя достаточно интенсивно накапливаются фосфор и халькофильные Hg, Ag, Sn, Ga, Cd. Типично присутствие Cu, As, Se. Эти элементы либо целенаправленно (P), либо в виде

нежелательных примесей (литофильные элементы) вносятся с удобрениями и агроメリорантами, а также поступают с отходами и стоками точечных источников (фермы, ремонтные мастерские и т. п.). Значения показателя Z_{CT} определяют умеренную степень санитарно-токсикологической вредности, а показателя Z_C – преимущественно средний уровень загрязнения рек этих районов. Ассоциации в донных отложениях рек сельскохозяйственных районов закономерно отличаются менее интенсивным накоплением серебра и более высокими содержаниями марганца и фосфора. Здесь наблюдается допустимая степень санитарно-токсикологической вредности и средний уровень загрязнения рек.

Таблица 230. Геохимические ассоциации в донных отложениях водотоков сельскохозяйственных районов бассейна р. Пахры

Хозяйственное освоение речных бассейнов		Порядок значений K_C химических элементов				N_{Σ}	R_X	Z_C	Z_{CT}
		> 30	30–10	10 – 3	3 – 1,5				
Крупные животно- водческие комплексы	Крупнорогатый скот, ручей	Hg ₃₇	Ag ₁₁	Zn ₇ –(Se–As– Sn–P) ₆ –(Cu– Mo) ₅ –Cd ₄	Sc–Sr–Ga–W–Pb– Co–Mn–Y–F	20	3,3	94	64
	Свиноводство, р. Ладырка	–	Ag ₁₄ – Hg ₁₃	Zn ₇ –(As–Se– P) ₅	Sr–Cd–Ba–Sn–W– Sc–Cu–Mo–Y–Pb	16	2,5	54	43
Комплекс- ное сель- скохозяй- ственное освоение	р. Сосенка, верховья	–	–	P ₅ –Mn ₄ –(Ga– Cu–Sc–Cd– Ni–Nb) ₃	As–Y–Zn–Sn–Hg– Ba–Pb–Yb–Ag– Mo–Cr–La–V–F	22	1,8	34	10
	р. Страдань	–	–	Hg ₅ –Sn ₄ –Bi ₃	As–Se–Cr–Ni–Co– Ga–Mn–Nb–La–V– P–Ag–F–Cd	17	1,6	24	13
	р. Сохна	–	–	Ag ₃	P–Sn–F–Mo–Nb– Cr–Cu–Zn–Mn–Yb– Ba–As–Se–La	15	1,4	16	8
	р. Рожая, верховья	–	–	Ag ₅ –Cd ₄	Sn–P–F–Cu–Co– Zn–Mo–Y–Pb–As– Se	13	1,5	19	13
Преиму- щественно земледель- ческое освоение	р. Жданка	–	–	P ₅ –Sc ₄ –Cu ₃	Mn–Nb–Ag–Mo– Cr–Zr–F–Y–Cd– Co–Pb–Yb–As	16	1,6	24	5
	р. Ярцевка	–	–	Mn ₄	V–Ga–P–Co–Nb– Yb–B–Cd–Cr–Ag– Mo–Sc–Pb–F	15	1,4	19	6
Агропосе- лок	Михайловское, р. Ярцевка	–	Ag ₁₀	Co ₄ –P ₃	V–Bi–Ni–Zn–Pb– Ba–Ga–Mn–Zr–Nb– Mo–Yb–Be	15	1,7	28	17
Дачный поселок	пос. Апрелька, ручей	–	–	P ₄ –(Sc–Ga– Sn–Mn) ₃	Mo–Zn–Cu–Co–V– Pb–Y–Cr–Ni–Hg	15	1,5	22	5
	пос. Расторгуево, р. Расторгуевка	–	–	P ₅ –Sn ₄ –(Mn– Mo–Ga–Zn) ₃	Ti–Co–V–Zr–Pb– Hg–Nb–Li–Cr–As– F	17	1,7	27	9

В зоне влияния агропоселка в отложениях установлено накопление серебра (типичного химического элемента практически любой техногенной аномалии), в меньшей степени кобальта и фосфора. Это определяет более высокие, нежели для рек сельскохозяйственных районов, значения R_X (1,7–1,8), более высокие значения показателя Z_C (отвечающие среднему уровню загрязнения) и умеренную степень санитарно-токсикологической вредности техногенного загрязнения. Своеобразны геохимические ассоциации в донных отложениях водотоков, дренирующих дачно-садоводческие поселения. Здесь ведущая роль принадлежит P, Sn, Mn и Ga, характерно присутствие Mo, Zn, Hg, Pb, что является следствием применения пестицидов и нестандартных агромериорантов, влияния бытовых отходов. Более интенсивное накопление в отложениях элементов 3 класса опасности обуславливает допустимую степень санитарно-токсикологической вредности загрязнения при его стабильном среднем уровне. Расчеты показателя $M_C\%$ свидетельствуют о том, что только аномалии, обусловленные влиянием животноводческих комплексов и агропоселков, отличаются наличием химических элементов – явных «лидеров» по долевному участию в ассоциации: в первом случае – это Hg, Ag и Zn (в сумме составляющих 56–59%); во втором – серебро

(32%), отчасти кобальт (11%) и фосфор (7%). Обычно же ассоциации включают элементы, характеризующиеся более или менее равными значениями K_C (чаще всего в пределах 1,5–3). В большинстве случаев степень потенциальной санитарно-токсикологической вредности техногенного загрязнения определяется интенсивным накоплением в донных отложениях Hg и Ag (табл. 231).

Таблица 231. Обобщенные характеристики геохимических ассоциаций в донных отложениях рек сельскохозяйственных районов

Тип использования	Характеристики				Уровень загрязнения	Потенциальная опасность	Ведущие элементы ассоциации, их K_C	
	N_a	R	Z_c	$Z_{по}$			30–10	10–3
Животноводство	18	3	74	54	Высокий	Высокая	Hg-Ag	Zn-As-Se-P
Комплексное освоение	17	1,8	23	11	Средний	Средняя	–	P-Ag
Земледелие	15	1,5	20	8	Средний	Отсутствует	–	Ag-P
Агропоселки	17	1,8	30	20	Средний	Средняя	Ag	P
Дачи	16	1,6	25	7	Средний	Отсутствует	–	P-Sn-Mn-Ga

Таким образом, характеристики геохимических (агрогенных) ассоциаций в донных отложениях водотоков сельскохозяйственных ландшафтов отражают, прежде всего, специфику хозяйственного использования водосборных территорий. В состав ассоциаций входят элементы 1-го класса опасности (стабильно Hg, очень редко Be), 2-го класса опасности (стабильно Ag, As, Cd, F, Mo, Pb, часто Ba, Co, Se, Nb, иногда Bi, Sb, Sr, W), 3-го класса опасности (Cr, Cu, Mn, Ni, V, Zn). Однако для многих элементов типичны значения K_C в пределах 1,5–7; только в зонах влияния животноводческих комплексов для Hg и Ag они заметно выше. Для зон воздействия животноводческих комплексов типично интенсивное накопление в отложениях Hg, Ag, Zn, As, Se, P, в меньшей степени Sn, Mo, Cd; для районов земледелия и комплексного сельскохозяйственного использования – P и Ag, иногда As, Mn, Sn, Cd; зоны влияния агропоселка – Ag, Co и P, в меньшей степени V, Bi, Ni, Zn, Pb; дачного поселка – P, Sc, Ga, Sn, Mn. Наибольшая степень санитарно-токсикологической вредности (опасная) и наиболее интенсивный уровень загрязнения (высокий) характерны для участков рек, испытывающих воздействие животноводческих комплексов. Водотоки других сельскохозяйственных территорий отличаются умеренной степенью санитарно-токсикологической вредности и в основном средним уровнем загрязнения. К известной для агроландшафтов группе поллютантов (соединения азота и фосфора, некоторые макроэлементы, пестициды, Cu, Zn, Cd) следует добавить Ag, Hg, Se, As, Sn, Mo, Sc.

5.2.3. Реки промышленно-урбанизированных территорий

В промышленно-урбанизированных районах Московской области исследовались следующие участки речной сети: 1) ручьи или верховья малых рек, куда осуществляется сброс сточных вод (например, ручей Черный, впадающий в р. Пахру и принимающий основной сток Подольска, или р. Свинорье, принимающая сток Апрелевки); 2) малые реки непосредственно ниже источника воздействия (например, р. Клязьма ниже Щелково, р. Десна ниже пос. Троицкого); 3) русла средних рек на участках ниже города или ниже места сброса в них сточных вод (например, р. Москва в зоне влияния Воскресенска или Коломны) [669, 670, 702, 724, 737, 761]. Протяженность участков опробования составляла 250–500 м. Отбор проб (с шагом 10–20 м) осуществлялся в местах аккумуляции наносов, визуальнo характеризующихся как «техногенные илы» (наиболее распространенная ситуация; в редких случаях отбирались русловые тонко- и мелкозернистые пески или «техногенные наилки» прирусловой отмели). Количество проб в каждой выборке, характеризующей источник загрязнения, варьировалось от 30 до 40. В качестве фоновых исследовались водотоки в верховьях Пахры (выборка 50 проб).

Качественный состав ассоциаций в целом слабо отражает специфику воздействия конкретного источника техногенного загрязнения (города, промышленной зоны, предприятия, производства), поскольку одни и те же элементы накапливаются в донных отложениях многих изученных

водотоков (табл. 232, 233). Расчеты показателя $M_c\%$ показывают, что ведущими элементами техногенных геохимических ассоциаций в донных отложениях (техногенных илах) изученных рек Московской области являются Ag и Hg; часто в число ведущих элементов ассоциации входят Cd и Cu, иногда Zn и Bi, редко Sn, Pb, Mo, W и очень редко – Hf, B, Nb, Ce. Как правило, наиболее интенсивно в техногенных илах накапливаются элементы, отличающиеся «малым» кларком и(или) повышенной токсичностью (Hg, Ag, Cd, Sn, Bi, Sb, W, Mo, Pb, Zn, Cu, Ni). Их содержания в зонах загрязнения в десятки, сотни, иногда тысячи раз превышают фоновые уровни. В данной группе преобладают халькофильные элементы. В общем случае можно считать, что для Московской области, с точки зрения масштабов техногенного загрязнения водотоков, ведущую роль играют Ag, Hg и Cu, затем следуют Zn, Sn, Ni, Cd, Pb, Cr, в редких случаях «лидерами» техногенных геохимических ассоциаций (ведущими поллютантами) являются Bi, P, Mo, W. В большинстве случаев ассоциация конкретного объекта (города, промышленной зоны, завода) обладает индивидуальным обликом, что, прежде всего, проявляется в различных количественных соотношениях одних и тех же элементов, входящих в разные ассоциации (т. е. в их положении в ранжированном по значениям K_c ряду). Часто наблюдается качественное обеднение состава ассоциаций (уменьшение значений N_3) для источников воздействия, использующих в производственном цикле «мономинеральное сырье». Это типично для зон влияния текстильно-ткацких и механосборочных предприятий, предприятий пищевой промышленности ($N_3 = 5-11$), а также объектов, где элементы входят в виде нежелательных примесей в состав сырья (например, кирпичные и керамико-плиточные заводы, $N_3 = 12-14$). В ассоциации Домодедово (руч. Северный) характерно появление Ce. Своеобразно воздействие керамико-плиточного завода (ведущая роль Hf, B, Hg, присутствие Zn, Zr, Sr, Pb, Ba, Cu). Не вызывает сомнения специфичность Bi (по интенсивности концентрирования) в ассоциациях научных центров (опытно-производственные предприятия электронного и радиотехнического профиля) и аэропортов (ремонтно-механические производства), а также Cr для последних. Высокие содержания Sn в отложениях Канопельки, дренирующей территорию Щербинской свалки промышленных и бытовых отходов, обусловлены захоронением в прошлые годы отходов оловянного завода. Ассоциации, характерные для многофункциональных промзон, для химических и радиотехнических предприятий, заводов цветной металлургии, как правило, отличаются максимальными значениями N_3 (18–26).

В этой группе объектов заметно выделяются многофункциональные поселения – Подольск и Щелково. Они различаются по специфике расположенных в них производств, но схожи в том, что существующие здесь предприятия широко используют в производственных циклах «полиэлементное сырье», химические процессы, металлопокрытия, металлообработку и т. п. Это находит отражение в высоких значениях N_3 и K_c многих элементов. Тем не менее установленные в зонах влияния этих городов геохимические ассоциации различаются по своему облику и структуре. Так, в районе Подольска (руч. Черный) наблюдается интенсивное накопление в техногенных илах индий, сурьма, селен, ниобий, что не характерно для зоны влияния г. Щелково, и более существенное, нежели в илах Клязьмы, концентрирование кадмия, свинца, мышьяка и ванадия. В свою очередь, техногенные илы Клязьмы отличаются резким накоплением серебра, ртути, висмута, цинка, фосфора, стронция. Оценка ассоциаций показывает, что чрезвычайно высокий уровень техногенного загрязнения и чрезвычайно опасная степень санитарно-токсикологической вредности характерны для водотоков в зонах влияния г. Подольска (руч. Черный, руч. Больничный), г. Апрелевки (р. Свинорье), пос. Львовский (р. Петрица), ст. Щербинки (руч. Висенский), НИИ связи (р. Незнайка), аэропорта Внуково (р. Ликово), г. Щелково и г. Ногинска (р. Клязьма), г. Электростали (р. Вохонка), Щербинской свалки (р. Канопелька). Очень высокий уровень загрязнения и очень опасная степень санитарно-токсикологической вредности установлены для зоны влияния г. Троицка (руч. Оранка). Интенсивное концентрирование ртути, серебра и свинца в техногенных илах отмечается и для ряда рек северо-западной части нашей страны (табл. 234). Показательно, что именно для этих металлов обычно отмечаются и более высокие значения коэффициентов вариации.

Таблица 232. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях водотоков бассейна Пахры

Промышлен- ная нагрузка	Город	Ручей или река	Порядок значений K_C химических элементов					N_3	R_X	Z_C	Z_{CT}	$M_C\%$
			>100	100–30	30–10	10–3	3–1,5					
Комплексное производство	Подольск	Черный	Hg ₃₁₇ - Ag ₁₅₀	Cd ₆₀ -In ₃₃	Cu ₅₆ -Ni ₂₄ -Pb ₂₂ - Sn ₁₅ -Sb ₁₄ -Se ₁₁	V-Zn-Cr-Nb-P-W- As-Bi-Sr-Ba	Co-Be-Mo-Sc-F-Y	26	19,2	730	585	Hg(43), Ag(20)
	Домодедово	Северный	–	Ag ₄₄	Cd ₁₄ -Ce ₁₂	Zn-Se-Hg-Sb-Sn- As-Pb	P-Cu-Sc-Sr-Ti-Co- Bi-Ni-Ba	19	3,6	105	79	Ag(41), Cd(13)
	Бутово	Гвоздянка	–	–	Hg ₂₆	Sn-Ag-Sc-Cr-Ga-P- Pb-Mo	Ti-Co-Nb-Cu-Ba- V-Sr-Sc-As-F	19	2,7	70	42	Hg(36)
Химическая промышлен- ность	Апрелевка	Свинорье	Hg ₅₅₃ - Ag ₁₀₇	Ni ₃₅	Cd ₂₅ -Sr ₂₀	Cu	Pb-As-Se-Co-Bi	11	19,6	745	705	Hg(74), Ag(14)
	Подольск	Художес- твенный	–	–	Sn ₁₃	Ag-Cd-Cu-Ba-Co- Hg	Zr-Pb-Ni-Sc-Ti-V- Zn-Sr-P	16	2,1	46	18	Sn(27)
	Подольск	Плещеев- ский	–	–	Ag ₁₄	Hg-Cu-Ba-Pb-Co- P-Sr	Cd-Sc-Ni-V-Li-Zn- Ti-Ga-F	17	2,3	51	30	Ag(25)
Производство строительных материалов	Домодедово	Промыш- ленный	–	–	Ag ₂₅ -Hg ₁₂ -Zn ₁₁	Bi-Sr-Cu-Zn-Sc-Sn	Pb-Ga-Mo-Cr-P-F	15	2,9	76	46	Ag(33)
Машиностро- ение	Подольск	Больнич- ный	Hg ₄₀₉	Ag ₄₆	–	Zn-Sr-Pb-Bi-Sc-Ba- Cd	Cu-Y-Co-Ni-Li-Cr- As-Se	17	13,2	490	470	Hg(83), Ag(9)
	Львовский	Петрица	Hg ₁₈₀ - Ag ₁₇₀	Pb ₃₄ -Bi ₃₃	P ₁₄ -Cu ₁₂ -Zn ₁₁	Sb-Sn-Ba-Cd-F	Co-Ga-Cr-Sr-As	17	13,1	473	430	Hg(38), Ag(36)
	Щербинка	Висенский	Ag ₄₅₇ - Hg ₃₉₉	–	Cu ₁₇	Cd-Zn-Bi-P-Sr-Cr- Ni	Ba-Co-Pb-Sc-Zr- Mo-As-Se	18	23,7	907	869	Ag(50), Hg(43)
Коксохимия	Видное	Купелинка	–	–	Hg ₁₅	Zn-Mo-Cu-Sr	Ni-Ag-Co-Nb-Sc- Li-Cr-Cd	13	2	39	23	Hg(36)
Легкая	Троицкий	Десна	–	–	–	Sn-Ag-Mo-	Sr-Ni-Zn-Mn-Hg- Be-Cu-Cd	11	1,5	21	13	–
Научные центры	Троицк	Оранка	Ag ₁₉₈	Cd ₄₄	Hg ₁₅	Bi-Cu-Zn-P-Sn-Pb	Sr-Co-Ni-Ba-Sc- Cr-F-As-Se	18	8,2	288	270	Ag(68), Cd(15)
	НИИ связи	Незайка	Ag ₂₁₀	Bi ₅₆ -Hg ₄₃	P ₁₄	Zn-Cu-Cr-Sc-Cd	Y-Sn-Ga-Nb-Ti-Zr- Yb-Sr-Mn-Ni-Co- Se-As-F	23	9,8	354	310	Ag(59), Bi(15)
	Домодедово	Мураниха	–	Ag ₄₆	Hg ₂₉	Bi-P-Cu-Mo-Zn- Cr-Ga	Nb-Ni-Co-Ti-Zr-Y- Sn-Cd	17	3,7	110	88	Ag(41), Hg(25)
Аэропорты	Внуково	Ликово	Ag ₁₂₅₀ - Bi ₁₀₀	Cr ₄₉	Ba ₂₇ -Cu ₁₈ -Zn ₁₇ - Sn ₁₄ -Ag ₁₃	Pb-Cd-	Ni-Mn-Sr-P-Ga- Nb-Sn-Y-Ti	19	38,4	1498	1400	Ag(83), Bi(7)
	Щербинская свалка	Канопелька	Ag ₂₃₂ - Sn ₁₅₁	Cd ₆₄ -Ni ₅₆	Sb ₁₆ -Cu ₁₁	Hg-Pb-Zn-Cr-	Co-Sc-Zr-Ba-As- Mn-Ba-Sr	18	14,7	550	330	Ag(42), Sn(27)

Таблица 233. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях водотоков Московской области.

Город, водоток, промышленность, производство	Порядок значений K_C химических элементов						N_3	R_X	Z_C	Z_{CT}	$Mc\%$
	>100	100-30	30-10	10-3	3-1.5						
Щелково, р. Клязьма, текстильная, химическая, металлообработка, электроника и др.	Ag ₉₂₁ -Hg ₃₉₈	Bi ₄₈ -Zn ₄₄ -Cu ₃₈ -Ni ₃₆ -P ₃₁	Cd ₁₇ -Sn ₁₄ -Cr ₁₁	Sr-Pb-Ba-Co	W-Mo-V-Mn		18	40,2	1570	1395	Ag(59), Hg(25)
Обухово, р. Клязьма, ниже Щелково	Ag ₄₄₁	—	Hg-Cu	P-Cr-Bi-Co-Sn-Cd-Ba	Ni-V-Mo-Sr		14	6	209	178	Ag(50)
Ногинск, р. Клязьма, ниже устья р. Лавровки, текстильная, машиностроение, строительная индустрия	Ag ₃₈₀	Zn ₄₃ -Mo ₄₂ -Cu ₃₁ -Cd ₃₀	(Sn-Mn) ₂₂ -Ni ₁₉ -Cr ₁₅ -Pb ₁₁	W-Co-V	B		14	21,7	829	469	Ag(46)
Ногинск, р. Клязьма, ниже города	Ag ₁₂₅	—	Zn-Cd	Cu-Cr-Sn-W-Ni-Co	Mo-Pb-Mn		12	10	371	340	Ag(50)
Электросталь, р. Вохонка, металлургия, машиностроение, строительная индустрия	Ag ₂₂₀ -W ₂₂₀ -Mo ₁₁₀	Ni ₉₂ -Cu ₃₄ -Zn ₃₃	Pb ₂₀	Sn-Cr-Cd-Co-V-Mn	B		14	19,7	748	572	Ag(29), W(29)
Коломна, Москва-река, тяжелое машиностроение, строительная индустрия	—	Ag ₆₆	Cu ₁₁	Zn-P-Hg-Pb-Cr-Ni-Ba-Co-F	V-Sn-Sr-Mo		15	3,9	116	82	Ag(56), Cu(8)
Дмитров, ручей, экскаваторный завод	—	Hg ₃₇	—	Pb-Ag-Sr-Ba	Cu-Zn-Mo-Mn		9	2,4	57	54	Hg(63)
Дмитров, ручей, строительная индустрия	—	—	Mo ₁₂ -Nb ₁₁	Ag	Ba-Pb-Cu-Mn-Sr-Co-V-Ga		11	1,8	34	28	Mo(33), Nb(30)
Воскресенск, Москва-река, химическая, строительная индустрия	—	Ag ₃₃ -Hg ₃₁	Cu ₁₇	Zn-Sr-Sn-P-Pb	Bi-Ba-Cr-Co-Mo		13	3,6	104	70	Ag(31), Hg(29)
Волоколамск, р. Лама, ткацкое	—	Hg ₅₃ -Ag ₅₂	Bi ₁₉	Cu-W-Ba-Pb-Zn-P-Sn	Sr-Mo-Co-V-Cr-Ni		16	4,9	156	137	Ag(30), Hg(28)
Высоковск, Вяз, текстильное	—	—	Ag ₂₂ -Hg ₂₁ -Cu ₁₂	Zn-Ba-Pb	Sr-Co-Sn-Mo-Cr-P		12	2,8	71	53	Ag(30), Hg(28)
Хорлово, ручей, технических тканей	—	—	—	Ag	P-Nb-Cu-Pb		5	1,2	9	7	—
Верея, р. Протва, швейное	—	—	—	Ag	P-Ba-Sr-Mo-Cu-Nb-Pb		8	1,3	12	9	—
Зарайск, р. Осетр, прядильно-ткацкое, обувная, пероуховых изделий	—	—	—	P-Ag	Cu-Co-Nb-Pb		6	1,3	13	7	—
Карасево, ручей, кирпичный завод	—	Hg ₃₅	Ag ₂₈	Cu-Ba-V-Co	Ni-Zn-P-Ga-Sr-Pb-Mn-Cr		14	3,1	86	69	Hg(39), Ag(31)
Катуар, ручей, керамико-плиточный завод	—	Hf ₄₃	Bi ₁₉ -Hg ₁₇	Zn-Zr-Sr-Pb-Ba-Cu	Ag-Co-Ga		12	3,6	104	44	Hf(40), B(17)
Лотошино, переработка сельхозпродукции	—	—	—	Ag-Ba-Cu-P	Co-V-Cr-Ga-Pb-Mo-Ni		11	1,6	24	11	—

Таблица 234. Средние содержания и коэффициенты вариации химических элементов и органических соединений в техногенных илах разных рек (в скобках количество проб) [407]

Элемент	Варяжа (12)		Преголя (34)		Невская губа (75)		Екатерингофка (34)		Кларк литосферы [92]
	мг/кг	V, %	мг/кг	V, %	мг/кг	V, %	мг/кг	V, %	
Cr	143	55	247	68	497	156	194	53	83
Mn	248	57	623	97	994	46	—	—	1000
Co	12	44	14	40	62	97	—	—	18
Ni	65	43	97	42	121	157	31,6	57	58
Cu	55	39	305	168	178	67	275	64	47
Zn	270	51	397	87	1150	90	2441	162	83
As	22	46	58	86	—	—	—	—	1,7
Ag	0,344	78	0,632	133	4,98	115	—	—	0,07
Cd	—	—	—	—	10,6	48	45,2	102	0,13
Sb	133	62	—	—	—	—	—	—	0,5
Ba	4871	108	448	11	1155	19	—	—	650
Hg	—	—	0,213	40	0,68	65	2,69	181	0,083
Pb	325	102	118	166	919	100	789	99	16

В техногенных илах устьевой части р. Трубеж (г. Переславль-Залесский, химический комбинат и другие предприятия) коэффициенты концентрации серебра достигали значений в 200–500; в илах Трубежа концентрировались также свинец (K_C до 40), цинк (до 7), медь, олово и фосфор (3–5), ванадий и бор (1,5–3). Повышенные концентрации указанных элементов (K_C 1,5–5) фиксировались также в прибрежных тонкозернистых заиленных песках оз. Плещеево в районе впадения в него Трубежа. В аналогичных прибрежных песках оз. Сенеж и оз. Белое (Косино) в зонах влияния поселений и туристических объектов отмечались значимые концентрации серебра, фосфора, свинца, цинка (K_C 2–5).

Необходимо отметить, что в пределах промышленного города исследование состава даже отдельных проб техногенных илов, отобранных в устьевых частях ручьев и малых рек, где, как правило, формируются геохимические барьеры (механические или гидродинамические), позволяет относительно надежно определить характеристики техногенного загрязнения. Так, в табл. 235 приведены геохимические ассоциации в донных отложениях малых водотоков, протекающих в пределах г. Саранска и его ближайших окрестностей и впадающих в основную водную артерию этого района – р. Инсар. Ручей Блохинский принимает поверхностный (талый и дождевой) и внутрипочвенный сток северо-западной окраины жилого микрорайона «Светотехника». Состав стока формируется за счет поступления на городскую территорию промышленных и автомобильных выбросов. Это находит отражение в незначительных по интенсивности аномалиях ртути и свинца (влияние светотехнических предприятий и автотранспорта), а также некоторых других химических элементов, в повышенных концентрациях содержащихся в почвах данного микрорайона [63, 686, 704, 721, 760]. Общий уровень загрязнения водотока характеризуется как слабый. Средний уровень техногенного загрязнения р. Тавлы обусловлен поступлением в нее загрязненного атмосферными выбросами поверхностного городского стока (повышенные концентрации в донных отложениях свинец, цинк, висмут, олово) и влиянием сельскохозяйственного производства, развитого в пределах водосбора реки (бор, галлий, медь, литий). Высоким уровнем загрязнения ($Z_C = 56$) отличается р. Саранка, дренирующая центральную часть города. Очень высокий уровень техногенного загрязнения ($Z_C = 274$) установлен для устьевой части р. Лепелейки, принимающей сточные воды заводов по производству медицинского оборудования и электроники, а также завода по изготовлению пивобезалкогольных напитков. В устье реки аккумулированы мощные залежи типичных техногенных илов, концентрирующих широкий комплекс тяжелых металлов. Чрезвычайно высокий уровень загрязнения ($Z_C = 810$) закономерно установлен для ручья Никитинского, по которому в р. Инсар поступают сточные и поверхностные (ливневые) воды центральной промышленной зоны (заводы автопромоборудования, автосамосвалов, стройматериалов, электроламповый, кабельный, инструментальный и др.). Это обусловило формирование в пределах значительной части русла ручья техногенных илов, мощностью до 1–1,2 м и содержащих широкий комплекс химических элементов, коэффициенты концентрации которых достигают значений в десятки и даже сотни единиц. На участке русла Инсара ниже Саранска в формировании загрязнения

начинает доминировать воздействие сбрасываемых с общегородских очистных сооружений сточных вод [681]. Показательно, что состав геохимических ассоциаций, фиксируемых илами очистных сооружений поверхностного стока (особенно в прудах-отстойниках), в общем случае достаточно близок составу ассоциаций в зонах влияния промышленных городов (табл. 236). Данные таблицы указывают на выраженную барьерную роль прудов-отстойников в отношении, прежде всего, осадочного материала и связанных с ним химических элементов. Очевидно, что создание подобных прудов (с периодической очисткой от накопленных наносов) является достаточно эффективным средством уменьшения поступления поллютантов в водотоки, прежде всего, в главную реку района. Отметим, что анализ многочисленных литературных данных свидетельствует о том, что сейчас для многих городских и промышленно-урбанизированных районов типичными элементами техногенных геохимических ассоциаций, фиксируемых донными отложениями рек, являются платиновые металлы [749].

Таблица 235. Геохимические ассоциации в донных отложениях водотоков г. Саранска

Водоток	Порядок значений K_C химических элементов						Z_c
	>300	300–100	100–30	30–10	10–3	3–1,5	
Блохинский, устье	–	–	–	–	Hg-Pb	Sn-Sr-V-Cu-Ag	8
Тавла, устье	–	–	–	–	Bi-Zn-Pb-B	Ga-Sn-Cu-Sr-Ag-Li	18
Саранка, устье	–	–	–	Hg	Bi-Pb-Zn-Sn-Sr-Ag-Cu	W-B-Ga	56
Лепелейка, устье	–	Sn	Bi	Cu-Ni	Zn-Ag-Cr-Pb-W	Ti-Sr-Hg-Ga-P	274
Никитинский, устье	Cd	Hg-Mo	Zn	Sn-Cu-W	Ag-Ni-Pb-Cr-Sr	F-Fe-Tl-V-Ga	810
Инсар, центр города	–	–	Cd-Hg-Sn	Cu-Mo	W-Ag-Zn-Bi-Ni	Cr-Pb-Sr-P-B-Ga-Tl-F	207
Инсар, ниже очистных сооружений	–	Sn	Cd	Hg-Mo	Cu-Ag-Zn-Cr-Pb-W	Li-Tl-Ni-P-Sr-Co-Be	358

Таблица 236. Геохимические ассоциации в техногенных илах очистных сооружений поверхностного стока в г.Москве (рассчитано по данным МОМГЭ, полученным в первой половине 1980-х гг.)

Объект	Коэффициенты концентрации относительно фона					Z _c
	> 100	100–30	30–10	10–3	3–1,5	
Пруды-отстойники						
Нищенка	Ag ₁₅₀₀ -Cu ₃₄₈ -Cd ₁₀₀	Sr ₄₂	W ₂₆ -(Sn-Zn) ₁₉ -(Ni-Pb) ₁₅ -Ba ₁₄ -Cr ₁₃	Sb-Mo-Co-Bi-P	Be-V-Ti-Li	2125
Хапилов-ка	Ag ₉₀₀ -Cd ₃₈₃ -V ₂₈₀ -Hg ₁₂₅	–	Ni ₂₆ -Zn ₂₄ -(Sr-Pb) ₁₅ -(Mo-Cu) ₁₄	W-Ba-Co-Cr-Sn-Bi-P	Mn	1816
Тушино	Hg ₁₂₅₀ -Cd ₆₆₆ -Ag ₂₅₀ -Co ₁₀₂	Mo ₉₀ -Ni ₇₉ -W ₆₂ -Cr ₃₉	Cu ₁₆ -Sn ₁₅	Pb-Sb-Zn-Bi-Ba	Sr-Ti	2582
Копытов-ка	Ag ₁₅₀	–	Pb ₁₄ -Zn ₁₀	Cr-Sn-W-Cd-Sb-Cu-Bi-Sr-	Ba-Ni-Co-P-	208
Щитовые заграждения						
Чура	Ag ₃₅₀	–	Cd ₁₁ -Sb ₁₀	Cu-Bi-Zn-Ni-Cr-Sn-Sr-Pb-Mo-Co-Ba-W	P-Mn-Li-Be	421
Пресня	–	Ag ₅₀	–	Cd-Sb-Sn-Ni-Zn-Bi-Mo-W-Cu	Ba-Li-Co-Cr	90
Тарака-новка	–	Ag ₉₉	Pb ₁₇	Sn-Mo-Cr-Zn-Ni-Sb-W-Bi-Cu-Mn-Sr	Ba-Li-Co	162
Устьевые участки водотоков						
Черем-нянка	–	–	Ag ₁₅	Cu-Co-Cd-Sb-Zn-Cr-Bi-Ni	P-Mn-Sn-Ti	51
Лихобор-ка	Ag ₂₅₀	–	–	Cd-Sb-Bi-Cu-Pb-Sn-Zn-W	Ba-Sr-Cr-Zr-V-Co-Ti-Ni	290
Ичка	–	Ag ₉₉	Ni ₁₆ -Sb ₁₀	Cd-P-Co-Cr-Zn	W-Sn-Mn-Mo-Ti-Be-Zr	150
Городня	–	–	Ag ₁₅	Sb-Co-Cd-Bi	P-Ba-Zn-Cu-Ti	36
Сетунь	–	–	Ag ₁₁	Cd-Sb-P	Bi-Sr	25
Сходня	–	–	–	Cd-Sb-Bi-Ag	Co-W-Sr	20

Таким образом, воздействие различных промышленно-урбанизированных объектов (город, поселок, промышленная зона, завод, фабрика) обуславливает накопление в донных отложениях водотоков качественно сходных геохимических ассоциаций, в состав которых практически всегда входит очень широкая группа химических элементов – Hg, Ag, Cd, Co, Cu, Ba, Zn, Cr, P, Sc, Sr. В большинстве случаев наиболее высокими коэффициентов концентрации K_C отличаются халькофильные элементы, обладающие малым кларком, высокой технофильностью и токсичностью. Тем не менее практически каждая геохимическая ассоциация обладает определенной специфичностью, проявляющейся главным образом в интенсивности концентрирования тех или иных элементов, реже – в появлении характерных для данного объекта химических элементов.

5.3. Техногенные радионуклиды в речных отложениях промышленно-урбанизированных районов

Основными источниками поступления в окружающую и водную среду техногенных радионуклидов являлись или являются глобальные выпадения (связанные с испытаниями ядерного оружия в атмосфере), предприятия ядерного топливного цикла (атомные электростанции), включая добычу урана и отходы обогащения, и предприятия военно-промышленного-комплекса, радиационные аварии [213, 214, 280, 344, 390, 453, 459, 465, 563, 579, 879, 1065]. Эти аспекты поступления и перераспределения радионуклидов в окружающей среде достаточно неплохо освещены в литературе. В то же время различные радионуклиды в той или иной мере используются и в других отраслях человеческой деятельности – в промышленности, в медицине, научных исследованиях и т. д. (табл. 237), что неизбежно сопровождается (пусть даже в незначительных количествах) их поступлением в среду обитания [863].

Использование и переработка горных пород и полезных ископаемых, содержащих в определенных количествах природные радионуклиды, также обуславливает их поставку (уже в ранге «техногенных») в окружающую среду (переработка и сжигание угля, нефти, природного газа, торфа, использование минеральных вод, производство строительных материалов, переработка фосфатов, производство и использование фосфорных удобрений и др.) (табл. 238). Радионуклиды присутствуют в строительных материалах [26, 324], разрушение которых предопределяет их поступление в окружающую среду. Подземные воды, используемые для различных видов водоснабжения, нередко характеризуются присутствием (даже повышенными содержаниями) естественных радионуклидов [39]. Особенно это характерно для минеральных вод. Например, в водах минеральных источниках в окрестностях Saratoga Springs (штат Нью-Йорк, США) содержания радона-224, радона-226 и радона-228 достигали 1,20–2 Бк/л, средняя концентрация растворенного в воде радия составляла 50 мБк/л [966]. Естественные радионуклиды присутствуют также в нефтях, природном газе и пластовых водах [126, 209, 928]. Величину радиоактивности нефти, газа и пластовых вод в основном определяют торий-232, радий-226 и калий-40, могут присутствовать радий-228, радон-220, радон-222. При добыче, транспортировке и переработке нефти и газа, при использовании нефтепродуктов они могут поступать в окружающую среду. Каменный уголь содержит смесь радиоактивных изотопов урана, тория и калия [244, 352]. В процессе его сжигания происходит обогащение ими золы и шлака. За счет углеуноса, дымовых выбросов, переноса с шлако- и золоотвалов они поступают в окружающую среду. Так, при работе угольной ТЭЦ-1 г. Северодвинска основными источниками поступления радионуклидов в окружающую среду являются золоотвал, углеунос и дымовые газы [352]. По [274], при сжигании угля происходит обогащение минеральной части золошлаковых отходов естественными радионуклидами в 4–6 раз по отношению к исходному топливу. Удельная эффективная активность материала из золоотвала в среднем в 3–4 раза ниже активности золы-уноса. Наиболее активным элементом в золошлаковых отходах от сжигания бурых углей является радон-226, присутствуют также торий-232 и калий-40. Следует отметить, что водовмещающие породы угольных месторождений также характеризуются присутствием (хотя и незначительным) радионуклидов. Например, содержания радона-226, торий-232, калия-40 в водовмещающих породах угольного месторождения «Каражыла» (Восточный Казах-

стан) были ниже их кларков [23]. Согласно [244], в условиях нормальной работы АЭС оказываются экологичнее тепловых электростанций даже в отношении радиационной безопасности (табл. 239).

Таблица 237. Радионуклиды, используемые в промышленности, медицине и научных исследованиях

Нуклид	Основное использование
Am-241	В детекторах дыма в домах и офисах, для измерения уровней свинца в образцах сухих красок, для обеспечения однородной толщины в прокатном стане (при производстве стали и бумаги). В нефтедобывающей промышленности, в датчиках влажности. В различных приборах (дефектоскопах, плотномерах, толщиномерах и т. д.) в качестве источника мягких γ -квантов; при изготовлении источников энергии с низкой тепловой мощностью, а также источников альфа-излучения, применяемых для снятия статических зарядов; для возбуждения рентгенофлуоресценции в анализе; для получения изотопа кюрия-242.
Ba-133	В портативных измерительных приборах для детектирования пустых пространств. Индикатор в химических исследованиях, при изучении процессов соосаждения, при разделении продуктов деления урана; в качестве стандартов в гамма-спектрометрии.
Cd-109	Анализ металлических сплавов при разборке скрепа. В методе меченых атомов.
Ca-45	В биологии и медицине в качестве изотопного индикатора при изучении процессов минерального обмена в живом организме, при изучении обменных процессов в почве, при исследовании движения газов, металла, скрепа и легирующих элементов в доменных и мартеновских печах.
Ca-47	Биомедицинские исследования (изучение функций клеток и образования костей).
Cf-252	Источник нейтронов для каротажа скважин в полевых нефтяных исследованиях, в измерительных приборах (измерение влажности почв, стройматериалов и пр.). В нейтронно-активационном анализе, в нейтронной радиографии; в геологоразведке и при добыче полезных ископаемых; в сталелитейной, нефтеперерабатывающей, угледобывающей промышленности, в авиационно-космической технике.
C-14	Медико-биологические исследования, радиоуглеродная хронология.
Cs-137	Гамма-радиография, измерительные приборы, для обработки раковых опухолей. Для измерения и контроля жидких потоков в нефтепроводах и др. Химические и радиобиологические исследования, в гамма-дефектоскопии, в радиационной технологии; в качестве источника гамма-излучения для контактной и дистанционной лучевой терапии, для радиационной стерилизации.
Cr-51	Исследования красных кровяных клеток.
Co-57	Медицинская радиология.
Co-60	Телетерапия, гамма-радиография, измерительные приборы, стерилизация хирургических инструментов, для сохранения (консервирования) домашней птицы, фруктов и специй.
Cu-67	Онкология.
Cm-244	Горное дело, для анализа вещества, извлеченных из скважины.
Ga-67	Для локализации воспалений и опухолей.
I-125	Широко используется для диагностики нарушений щитовидной железы.
I-129	Лабораторная диагностика.
I-131	Для диагноза и лечения заболеваний щитовидной железы.
Ir-192	Гамма-радиография для тестирования целостности сварных трубопроводов, бойлерных и самолетов, в брахитерапии.
Fe-55	Анализ гальванических растворов и измерение.
Kr-85	Приборы для измерения толщины различных материалов, измерения уровней пыли и поллютантов.
Ni-63	Детектирование взрывчатых веществ, регулятор напряжения и как протектор волн в электронных приборах.
P-32	Молекулярная биология и генетические исследования.
Pu-238	Портативные измерительные приборы.
Pu-210	При производстве фотопленок и фотозаписей (уменьшает статистический заряд).
Pm-147	Приборы для измерения толщины различных материалов.
Ra-226	Составная часть люминесцентных красок, брахитерапия, радиография.
Se-75	Радиография, научные исследования.
Na-24	Для определения утечек в промышленных трубопроводах и в исследованиях источников нефти.
Sr-90	Измерительные приборы, калибрование, брахитерапия.
Sr-85	Изучение образования и метаболизма костей.
Tc-99m	Широко распространённый нуклид для диагностических исследований в медицинской радиологии.
Tl-201	Радиосцинтиграфия.
Tl-204	Измерение уровней пыли и поллютантов на бумажных фильтрах, измерительные приборы.
Th-229	Помогает продлевать флуоресценцию.
Th-232	(в торированном вольфраме), в разных изделиях и отраслях промышленности.
H-3	Научные исследования, при испытаниях новых лекарств, в светящихся циферблатах, измерительных приборах, наручных часах, люминесцентных красках.
U-235	В производстве флуоресцентных стеклянных изделий, разнообразных цветных глазурей, стеновых плиток.
Xe-133	Медицинская радиология для вентиляции легких и изучения тока крови.

Таблица 238. Объемная активность Ra-228 и Ra-226 некоторых веществ, Бк/г [928]

Материал	Радий-238	Радий-226
Урановая руда (0,1% урана)	—	12
Урановая руда (1% урана)	120	—
Урановая руда (5% урана)	—	600
Монацит	200-290	1,2-37
Ксенотим	61	49
Летучая зола	0,56	0,56
Фосфатные породы	4,8	0,12
Нефтяная промышленность в целом	48-300	21-250

Таблица 239. Средние эффективные эквивалентные дозы облучения населения на территории быв. СССР в 1981–1985 гг. [244]

Источник излучения	Доза (мкЗв)
Естественный радиационный фон	2250
Стройматериалы, минеральные удобрения и др.	1413
Рентгеновская и радиоизотопная диагностика	1400
Испытания атомного оружия	25
Атомная электростанция	0,17
Теплоэлектростанция	2

Давно установлено, что уран в повышенных концентрациях присутствует в фосфатных породах. Согласно [660], его средние уровни в фосфатах колеблются от 0,005 до 0,02%. Потенциальное содержание урана в известных мировых запасах фосфатных руд находится в диапазоне 5–15 млн. т. Соответственно, фосфатные удобрения также отличаются его относительно повышенными количествами. Исследования распределения урана в почве вблизи двух заводов по производству фосфата показали [959], что в пробах почв, отобранных в северо-восточном направлении с глубины 0–5 см на расстоянии 0,8 км от заводов, концентрация урана составила 6,9 мг/кг, что в 2–3 раза больше, чем в пробах с расстояния 10 км. В юго-западном направлении содержание урана в верхнем слое почв было функцией расстояния или глубины отбора проб. Основным источником урана в почве являются глинистые сланцы, перерабатываемые на заводах, в которых содержание урана составляет 90–400 мг/кг. Высокие концентрации урана в почве зависят в основном от направления ветров, преобладающих в этом районе. Аномально высокое содержание урана (41 мг/кг) обнаружили на расстоянии 0,8 км от заводов в северо-восточном направлении в пробе, отобранной с насыпи шоссе, что авторы объясняют как близостью заводов, так и использованием шлаков фосфатного производства для дорожного покрытия (содержание урана в шлаке 110 мг/кг). Фосфогипс, достаточно широко используемый в качестве агрономелиоранта, содержит ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po и может являться источником их поступления в почвы, что предопределяет вероятность выноса этих изотопов с поверхностным и грунтовым стоком с сельскохозяйственных угодий [833].

Обобщение имеющихся данных свидетельствует о том, что техногенные радионуклиды, не связанные с ядерными испытаниями и ядерным топливным циклом, присутствуют в осадках сточных вод, которые образуются на городских очистных сооружениях [750]. В данном случае источниками поступления техногенных радионуклидов, не связанных с ядерными испытаниями и ядерным топливным циклом, являются сточные воды медицинских, научных и учебных организаций, промышленных предприятий, бытовые сточные воды и поверхностный сток с промышленно-урбанизированных территорий (табл. 240).

Изучение распределения различных радионуклидов в р. Перияр (штат Керала, Индия) показало следующее [1018]. Здесь нижнее течение реки проходит через промышленный район, в котором расположены заводы по производству фосфорных удобрений, по переработке монацитов (обогащенных торием), производству хлора и каустической соды и по переработке цинковой руды, которые сбрасывают в реку большие объемы сточных вод, содержащих кислоты, щелочи, фосфаты, металлы и различные радиоактивные вещества, включая торий и уран. За исключением периода муссонных дождей скорость течения в реке незначительна, поэтому поступающие в нее стоки перемещаются отдельными струями на сравнительно большие расстояния. В результате ла-

минарного характера течения лишь 0,0001 общего стока участвует в разбавлении сточных вод на расстоянии 100 м от места их сброса. Величины pH речной воды варьируются в пределах 4,5–8,9 в зависимости от особенностей сточных вод, поступающих на отдельных участках реки. Концентрации ^{228}Ra достигают вблизи промзоны 5–45 пКи/л, Hg – 0,35–0,46 мкг/л, причем минимальные уровни характерны для периода после муссонных дождей. Отношение $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ в речной воде изменяется от 2 до 9,2 (табл. 241). Это является следствием того, что ^{228}Ra поступает со стоками предприятия по переработке монацитовых руд, содержащих торий, а ^{226}Ra поступает со стоками завода по производству фосфатных удобрений (переработка фосфатов, содержащих уран). Содержание ^{226}Ra в речной воде в период исследований составляло от 14 до 22% максимально допустимой величины (фоновый вклад 6%), концентрация ^{228}Ra – от 16 до 64% максимально допустимой величины (фоновый вклад ~ 10%). В речных отложениях обнаружены радионуклиды ториевого ряда – ^{232}Th , ^{228}Th , ^{238}Ra , ^{228}Ac , ^{212}Pb , ^{208}Tl , во многом обусловленные деятельностью завода по переработке монацитов. Радионуклиды ряда урана, обнаруженные в осадке стоков, представлены ^{238}U , ^{234}Pa , ^{210}Pb , поступающими от завода по производству удобрений. Например, перерабатываемые фосфатные породы имеют общую бета-радиоактивность в 248 пКи/г, концентрации ^{226}Ra составляют 37 пКи/г. В твердом осадке $\text{CaCO}_3(\text{SO}_4)$, образующегося в ходе производства удобрений, активность ^{226}Ra составляла 70 пКи/г. Большая часть поступающих в реку радионуклидов осаждалась на дно, образуя нерастворимые соединения с кальцием и фосфором (табл. 242).

Таблица 240. Источники и пути поступления радионуклидов на городские очистные сооружения [848]

Поступление на очистные сооружения в составе сточных вод	Процессы обработки сточных вод	Приток воды в канализацию и на сооружения
Питьевая вода и ее остатки, содержащие природные радиоактивные вещества. Бытовые сточные воды и стоки медицинских учреждений. Сточные воды предприятий, имеющих лицензию на обращение с радиоактивными веществами. Сточные воды предприятий, перерабатывающих и(или) использующих материалы, содержащие природные радиоактивные вещества. Радиоактивные вещества, не требующие лицензирования.	Химические процессы с использованием материалов и веществ, содержащих радионуклиды (известняк, известь, летучая зола, древесная зола, рассолы). Древесные стружки, опилки или другие набухающие агенты, используемые при компостировании ОСВ. Процессы перемешивания и аэрирования стоков, высвобождающие радон (газ).	Инфильтрация подземных вод, содержащих радиоактивные вещества, включая радон (газ). Поверхностный (дождевой, талый, поливочно-мочный) сток, содержащий радиоактивные вещества (при наличии комбинированной канализации).

Таблица 241. ^{228}Ra и ^{226}Ra в воде р. Перияр, 1976 г. (до периода муссонных дождей) [1018]

Местоположение относительно сброса стоков	^{228}Ra , пКи/л	^{226}Ra , пКи/л	$^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$
28 км выше места сброса сточных вод, фон	2,0	0,7	3,0
5 км выше места сброса сточных вод	4,5	2,2	2,0
2 км выше места сброса сточных вод	8,6	2,0	4,3
Место сброса сточных вод	8,6	2,0	4,3
2 км ниже сброса сточных вод	17,5	1,9	9,2
5 км ниже сброса сточных вод	15,3	1,8	8,5

Таблица 242. Поллютанты в донных отложениях р. Перияр, 1974-1975 г., мг/кг [1018]

Местоположение относительно сброса стоков	Общая бета-радиоактивность, пКи/г		^{228}Ra , пКи/г		Zn		Cd		Hg	
	1 *	2 **	1	2	1	2	1	2	1	2
Местный фон	63	50	0,5	0,2	25	0,02	<0,002	<0,002	<0,03	<0,03
5 км выше места сброса	156	90	1,5	2,0	12	275	0,75	2,5	-	0,07
2 км выше места сброса	146	119	1,2	0,9	24	350	0,75	2,5	0,86	0,45
Место сброса стоков	1716	1237	556	516	3500	5500	17,5	5,0	110	4
2 км ниже сброса стоков	346	254	20	15,6	-	1450	-	10	-	4,65
5 км ниже сброса стоков	96	122	1	1,2	27	400	0,75	2,5	0,03	1,15

* 1 – до сезона муссонов, ** 2 – после сезона муссонов.

Ртуть и кадмий также преимущественно концентрируются в донных отложениях, Zn, Cu и Mn активно мигрируют в растворенном состоянии. Судя по всему, существенная часть поллютантов поступает в реку в составе взвешенных веществ, что предопределяет их активное гидравлическое осаждение, особенно в условиях слабого течения, свойственного реке в относительно сухие периоды. В целом интенсивность концентрирования многих поллютантов в воде и донных отложениях относительно фоновых значений достаточно велика (табл. 243). Концентрации ^{228}Ra в различных видах речных рыб варьировались в пределах 0,05–2,20 пКи/г, Hg – от 0,1 до 0,2 мкг/г. Бурные паводки в периоды муссонных дождей не только разбавляют сбрасываемые в реку сточные воды, но и промывают речное русло, смывая загрязненные отложения с поверхности дна.

Таблица 243. Интенсивность концентрирования поллютантов в воде и отложениях р. Перияр (коэффициенты концентрации относительного местного фона) [1018]

Поллютанты	Коэффициенты концентрации	
	Вода	Донные отложения
^{228}Ra	15	500
Фосфаты	46	43
Медь	6	1
Цинк	> 3750	220
Кадмий	> 400	> 8750
Марганец	180	4
Ртуть	> 23	> 3600

Наличие в г. Москве ряда предприятий и видов деятельности, связанных с получением и использованием радиоактивных материалов, в том числе эксплуатация 9 исследовательских ядерных реакторов, обуславливало, судя по всему, поступление некоторых радионуклидов в водные системы и их последующее накопление в речных отложениях, хотя и в очень незначительном количестве. В частности, исследования распределения в донных отложениях р. Москвы, р. Яузы и устьевых участков некоторых впадающих в них малых водотоков, выполненные в июле-августе 1987 и в мае 1991 [157], показали, что удельная активность донных отложений по радионуклидам техногенного происхождения составляла не более 10% от природной, определяемой в основном ^{40}K

Таблица 244. Удельная активность донных отложений [157]

Радионуклиды	Бк/кг
^{137}Cs	2,1–80
^{134}Cs	<1,7–53,9
^{40}K	214–604
^{228}Th	6,6–41,1
^{226}Ra	7,3–45,2
^{228}Ra	7,5–38,4

(табл. 244). Показательно, что в нижней части р. Яузы, отличающейся высоким уровнем техногенного загрязнения, активность была стабильна и высокая. Не исключено, что определенная часть радионуклидов (особенно цезия и тория) в существенной мере является отголоском чернобыльского радиоактивного следа.

В работе польских авторов [953] показано, что интенсивная (на протяжении почти 100 лет) угледобывающая деятельность является одним из техногенных источников радио-

активного загрязнения в южной части Польши. Авторами цитируемой работы было изучено распределение в речных отложениях ^{40}K , ^{226}Ra и ^{228}Ra . Было установлено, что угледобыча является важным фактором, определяющим удельную активность радионуклидов в районе шахт, которые сорбируются глинистыми частицами в речных отложениях. Удельная активность ^{40}K варьировалась от 185 до 595 Бк/кг. Наивысшие удельные активности ^{228}Ra и ^{226}Ra (280–610 и 205–415 Бк/кг соответственно) были определены в отложениях р. Вистулы в окрестностях района Силезии. Техногенные радионуклиды установлены в сточных водах, сбрасываемых в прибрежную часть Ирландского моря [1035], а также в илах прибрежной зоны оз. Онтарио, куда поступают очищенные сточные воды Гамильтона, Торонто, Барлингтона и Аякса [895].

Согласно [473], наиболее значимыми сорбентами урана, радия и тория являются органические вещества и глинистые минералы. За закрепление в почвах урана и тория ответственны процессы ионного обмена, комплексообразования, гидролиза и окисления-восстановления. Для радия наиболее важными считаются ионообмен и соосаждение с химическими макроаналогами и гидроксидами железа. На сорбционное поведение радионуклидов из техногенных источников влияют

исходная химическая форма элементов и присутствие макрокомпонентов. Изучение распределения некоторых природных радионуклидов в различных химических фракциях речных отложений показало [993], что большинство общего урана в отложениях локализуется в так называемой неостаточной фракции, тогда как торий больше связан с остаточной фракцией. Это различие определяет высокую подвижность урана по сравнению с торием. Соосаждение с аморфными Fe-Mn оксидами есть главный процесс инкорпорации урана и тория из воды в почвенные частицы. Кроме того, распределение радионуклидов и анализ отношений масс тория в разных химических фракциях отложений указывают на родство между повышенным содержанием урана в речных отложениях и поступающими в реку отходами или сбросами предприятий по производству удобрений. Согласно [339], перенос радионуклидов в геологической среде осуществляется не только в виде растворенной компоненты, но и в значительной степени в виде коллоида.

По данным [288–290], гипергенные коллоидные образования марганца, алюминия и титана выступают важным геохимическим барьером на пути миграции радионуклидов, способствуя накоплению последних в донных отложениях водных объектов.

Таким образом, можно с уверенностью предположить, что в промышленно-урбанизированных и горнорудных районах техногенные радионуклиды, не связанные с ядерными испытаниями и ядерным топливным циклом, являются типичными поллютантами рек и в той или иной степени накапливаются в речных отложениях, особенно в техногенных речных илах. В свою очередь, протекающие в водотоках и водоемах постседиментационные процессы способны обуславливать перераспределение радионуклидов в пространстве и их разделение между жидкой и твердой фазами донных отложений, способствуя тем самым миграции этих загрязняющих веществ вниз по речному руслу и активному их включению в биогеохимические циклы. Это определяет необходимость дальнейшего изучения особенностей поступления и поведения техногенных радионуклидов в поверхностных водных системах и процессов их накопления в донных отложениях. Вероятность наличия в отложениях рек таких радионуклидов необходимо учитывать при проведении оценки воздействия на окружающую среду и при экологических экспертизах.

5.4. Особенности пространственного распределения химических элементов в речных отложениях

Изучение пространственных особенностей распределения химических элементов в донных отложениях (в техногенных илах) рек позволяет оценить дальность влияния источников загрязнения (протяженность зон устойчивого загрязнения), выявить геохимические барьеры (наиболее критические с экологической точки зрения участки водотоков), установить пространственное соотношение содержаний различных химических элементов, обусловленное различиями в интенсивности их миграции и источниках поставки, оценить вероятность воздействия техногенеза на водотоки следующего порядка и на исследуемый речной бассейн в целом.

Бассейн реки Пахры

В бассейне р. Пахры характер пространственного распределения химических элементов в речных отложениях в зонах влияния различных источников загрязнения определяется типом техногенного воздействия, особенностями поставки поллютантов в водотоки, геоморфологическими и гидрологическими параметрами последних [663, 668, 670, 724, 772, 818]. Приводимый ниже материал базируется на результатах геохимической съемки с шагом отбора проб донных отложений (техногенных илов) в 250 м (отбирался их верхний относительно литофицированный горизонт), выполненной в районе различных объектов. В отдельных случаях производилось сгущение (до 50–100 м) точек опробования (обычно на небольших водотоках).

В зоне влияния Подольско-Щербинской агломерации важнейшей особенностью пространственного распределения химических элементов в техногенных илах является значительная вариация их концентраций вниз по руслу р. Пахры (рис. 66, 67). Наиболее ярко она проявляется для

ведущих элементов геохимической ассоциации – Ag, Sn, Hg, Cd, Pb, Ni; в меньшей степени – для Cr, Cu, Zn. Химические элементы, отличающиеся менее интенсивным концентрированием в отложениях, характеризуются относительно однородным распределением (Co, P, V, Sr и др.). По источникам загрязнения и особенностям пространственного (латерального) распределения химических элементов в русловых отложениях в пределах изученного отрезка р. Пахры выделяются участки (рис. 68, 69, табл. 245): 1) Участок 1 – от верхней границы г. Подольска до места впадения в Пахру руч. Беляевского. В пределах участка в реку поступает поверхностный сток с территории пос. Дубровицы и непромышленного пригорода; 2) Участок 2 – от устья руч. Беляевского, принимающего поверхностный сток с территории жилого микрорайона Подольска, до руч. Больничного; 3) Участок 3 – от устья руч. Больничного до руч. Черного. Городская территория здесь представлена старой жилой застройкой и крупной промзоной. Основное поступление поллютантов осуществляется со сточными водами промзоны по руч. Больничный, а также с поверхностным стоком с городской территории; 4) Участок 4 – от устья руч. Черного до с. Покров. Здесь в пределах урбанизированной территории размещены основные промцентры Подольско-Щербинской агломерации, сточные воды которых поступают в Пахру по ручьям. Основной объем сточных вод г. Подольска (с его очистных сооружений) в Пахру осуществляется по руч. Черному; 5) Участок 5 – от с. Покров до устья р. Конопельки (т. е. до верхней границы территории Щербинской свалки отходов), который представляет собой типичный геохимический барьер; 6) Участок 6 – от устья р. Конопельки до устья р. Рожая, находящийся в зоне влияния Щербинской свалки отходов; 7) Участок 7 – ниже устья р. Рожая, в которую по руч. Северному поступают сточные воды г. Домодедово.

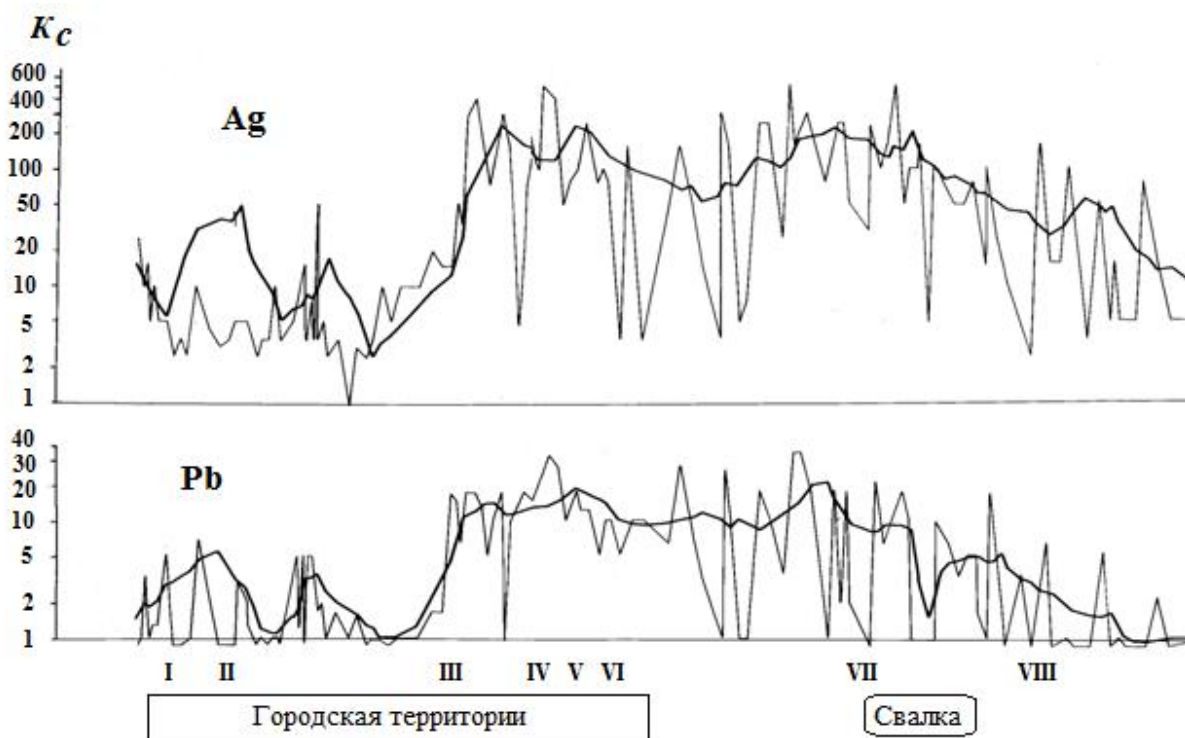


Рис. 68. Серебро и свинец в русловых отложениях р. Пахры в зоне влияния г. Подольска [724]. Здесь и на рис. 69 места впадения основных притоков в Пахру: I – руч. Беляевский, II – руч. Больничный, III – руч. Черный, IV – руч. Плещеевский, V – руч. Художественный, VI – руч. Висенский, VII – р. Конопелька, VIII – р. Рожая; K_c – коэффициент концентрации относительно фона; тонкая линия – фактическое распределение; жирная линия – кривая распределения по сглаженным данным.

В пределах участков 1 и 2 русло Пахры выстлано в основном слабоилистыми песчаными отложениями, близкими по морфологии к фоновому аллювию. Лишь вблизи уреза спорадически фиксируется появление техногенных наилок и небольших линз техногенных илов. Последующие

отрезки русла р. Пахры отличаются интенсивным развитием зон накопления техногенных илов и наилок. Вертикальная мощность илов, например, в пределах участков 4 и 5 иногда достигает 1–1,2 м; приустьевые отмели практически на всем протяжении сложены техногенными наилками. Техногенные илы развиты в ручьях (Больничный, Черный, Висенский, Художественный, Плещеевский и др.), принимающих сток с территории основные промышленных зон Подольско-Щербинской агломерации, а также в водоемах и ручьях, дренирующих (до ее рекультивации) Щербинскую свалку отходов. Донные отложения реки в пределах участка 1 характеризуются в основном невысокими (относительно фона) содержаниями химических элементов. Исключение составляют Ag (K_c до 8–9) и Hg (K_c до 7), для которых (наряду со Pb) наблюдается более высокая вариация их содержаний и определенные корреляционные связи, что, очевидно, указывает на единство источника их поступления в реку. Фиксируемый отложениями невысокий уровень загрязнения водотока в пределах рассматриваемого участка русла формируется в основном за счет поступления поверхностного стока с территории города (свинец) и стоков пос. Дубровицы (Hg, Ag и Cu могут быть связаны с влиянием расположенного здесь животноводческого хозяйства).

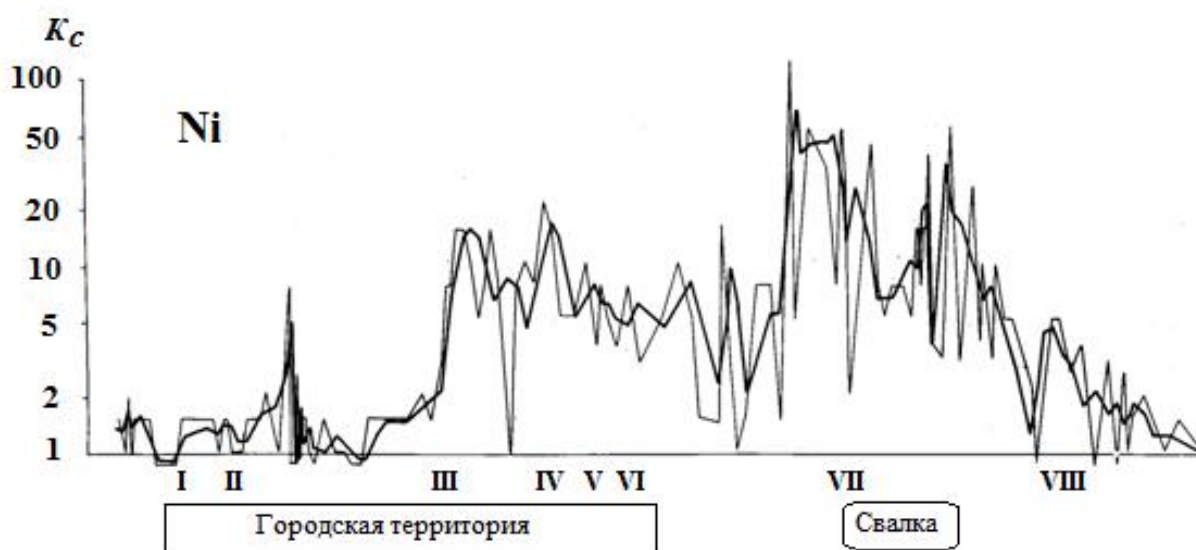


Рис. 69. Распределение никеля в русловых отложениях р. Пахры в зоне влияния Подольска [724].

В речных отложениях в пределах участка 2 уровни содержания многих химических элементов заметно возрастают, причем максимальные концентрации их приурочены к устью руч. Беляевского, по которому с городской территории поступает поверхностный сток, загрязненный промышленными выбросами и автомобильными выхлопами. Существенно увеличивается и неоднородность пространственного распределения элементов. Как и на предыдущем участке наиболее резко проявились техногенные аномалии Ag и Hg, а также Pb, в меньшей степени Co, Cu, Ni, Zn. Относительно повышенные концентрации Sr и P обусловлены, очевидно, природными факторами (выходы коренных пород – известняков и доломитов). В общем случае протяженность геохимических аномалий невелика и уже на первых сотнях метров ниже устья ручья концентрации большинства элементов снижаются до фона. Для пространственного распределения ведущих элементов установленной геохимической ассоциации уже наблюдается высокая степень корреляции. Это указывает на единство их источника поступления (в основном со стоком руч. Беляевского), схожесть механизмов миграции и накопления в отложениях. Показательно, что для Mo и V (слабо накапливающихся в отложениях элементов и не участвующих в формировании загрязнения) фиксируется достаточно выраженная отрицательная корреляция с группой ведущих поллютантов (табл. 246).

Таблица 245. Параметры распределения химических элементов в техногенных илах Пахры в зоне влияния Подольска [724]

Эле- мент	Участки									
	1		2		3		4		5	
	K_C	%*	K_C	%	K_C	%	K_C	%	K_C	%
Ag	8,4	84	29,2	203	13,8	199	138,2	98	256,3	73
Hg	6,9	206	10,9	169	76	510	28,9	91	57,5	66
Cu	2	67	2,9	126	2,6	224	10,9	66	19	59
Co	1,8	33	2,2	18	1,7	48	1,9	33	1,7	35
Sr	1,7	28	1,5	22	1,8	62	1,9	39	1,9	52
Pb	1,7	99	4,3	160	2,7	136	11,9	15	21,7	74
Sn	1,4	53	2,6	146	3	140	7,1	84	17,9	103
Ni	1,2	47	2,5	109	1,8	96	7,8	67	49,2	87
Zn	1,1	66	2	100	1,8	130	4,6	57	5,2	64
V	1	54	1,5	51	1	54	1	40	1,4	31
Mo	1	61	0,4	60	0,9	46	1,7	175	1,4	70
Cr	1	43	2	96	0,8	62	3,2	67	9,7	85
Cd	—	—	—	—	—	—	27,5	106	785	125

Окончание табл. 245

Эле- мент	Участки				В среднем по всем участкам	
	6		7			
	K_C	%	K_C	%	K_C	%
Ag	113	93	26,5	149	76	144
Hg	21,6	116	3,4	298	34	569
Cu	8,3	61	5,3	209	7	117
Co	1,9	20	1,6	34	1,8	34
Sr	1,5	28	1,1	22	1,7	47
Pb	5,7	114	1,5	129	6,2	125
Sn	43,3	302	5	144	17	466
Ni	15,3	102	2,4	68	7,5	177
Zn	2,6	77	1,9	154	2	96
V	1	46	0,7	66	1	52
Mo	1	28	0,8	50	1,1	148
Cr	6,3	181	1,2	62	3	195
Cd	110,7	180	12,2	179	55	384

* Коэффициент вариации, %.

Таблица 246. Корреляционная матрица содержаний химических элементов в донных отложениях на участке 2 [724]

	Hg	Mo	Pb	Zn	Ag	Cu	Co	Ni	V	Cr
Sr	0,46	-0,63	0,40	0,46	0,19	0,33	-0,32	0,12	-0,28	0,13
Cr	0,92	-0,66	0,89	0,89	0,99	0,97	-0,17	1,0	-0,85	
V	-0,73	0,43	-0,76	-0,70	-0,89	-0,82	0,36	-0,85		
Ni	0,91	-0,66	0,93	0,89	0,99	1,0	-0,17			
Co	-0,30	0,32	-0,31	-0,30	-0,22	-0,28				
Cu	0,98	-0,81	0,99	0,97	0,98					
Ag	0,92	-0,66	0,94	0,90						
Zn	1,0	-0,93	0,99							
Pb	1,0	-0,88								
Mo	-0,90									

Доверительные интервалы коэффициентов
корреляции с уровнем значимости
5%=**0,81**; 1%=0,92; 0,1%=0,97

В пределах участка 3 основная масса техногенных наносов и связанных с ними поллютантов поступают в реку по руч. Больничному. В техногенных илах ручья интенсивно накапливаются Hg ($K_C = 403$), Ag (46), в меньшей степени Zn, Sr, Pb, Bi, Sc, Ba (3–5), Cu, Co и Ni (1,5–3). Активное осаждение техногенных наносов определяет своеобразную литологическую пестроту русла, когда в его пределах чередуются участки, сложенные или типичным песчаным аллювием, или техногенными илами; на небольших прирусловых отмелях распространены техногенные наилки. Существование указанной литологической пестроты отложений в существенной мере обуславливает пространственную неоднородность распределения химических элементов в речных отложениях. В отдельных точках русла для некоторых из них установлены очень высокие концентрации, в част-

ности, для Hg (K_C до 2200), Ag (до 150), Sn (до 20). Как правило, для наиболее интенсивно накапливающихся элементов наблюдается хорошо выраженная пространственная корреляция распределения их концентраций. Протяженность установленных техногенных аномалий достаточно велика (до 3–4 км), хотя в конце рассматриваемого участка содержания многих поллютантов в русловых отложениях существенно снижаются.

В пределах участка 4, начиная от устья руч. Черного, по которому осуществляется основной сброс сточных вод г. Подольска, в сложении русла активное участие принимают техногенные илы.

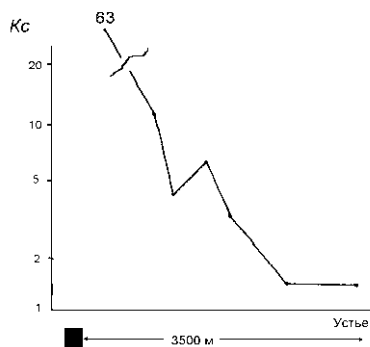


Рис. 70. Распределение олова в илах руч. Художественного, впадающего в р. Пахру; темный квадрат — завод по производству красок [724].

Определенное количество сточных вод отводится в Пахру по системе впадающих в нее с левобережья ручьев, в руслах которых также развиты техногенные илы (рис. 70). В сущности, этот отрезок русла Пахры является основной зоной техногенного загрязнения, в пределах которой в речных водах стабильно отмечаются высокие концентрации многих химических элементов и их соединений [711]. В техногенных илах (как в ручьях, так и в р. Пахре) отмечается резкое повышение содержаний очень широкой группы химических элементов. Наиболее интенсивные и протяженные аномалии фиксируются для Ag ($K_C=400–500$), Hg и Cd (до 100–150), Pb, Ni, Sn, Cu и In (до 20–40). В отличие от предыдущих участков, где содержания элементов в донных отложениях даже в соседних точках опробования варьировались от высокоаномальных до фоновых, здесь техногенные аномалии стабильны в пространстве. Например, K_C кадмия здесь меняется в соседних точках опробования от 15–20 до 30–50 (иногда до 100), Ag — от 70 до

300–500, Sn — от 5–10 до 15–20, Hg от 10–15 до 40–50 (иногда до 70–100). В целом химические элементы, входящие в геохимическую ассоциацию, характеризуются однородным пространственным распределением концентраций, на что указывают значения коэффициентов вариации, и очень высокой степенью корреляции (табл. 247). Неоднородность распределения возрастает лишь в нижней части участка, что может быть обусловлено литолого-геоморфологическим строением русла (в том числе, резкими перегибами продольного профиля). Таким образом, наличие мощного источника поставки техногенных наносов обусловило формирование в русле Пахры техногенных илов, отличающихся высокими концентрациями широкой группы химических элементов, относительную стабильность их пространственного распределения и высокую степень корреляции.

Таблица 247. Корреляционная матрица содержаний химических элементов в донных отложениях на участке 4 [724]

	Hg	Sn	Pb	Cd	Zn	Ag	Cu	Co	Ni	V	Cr
Sr	0,54	0,72	0,81	0,78	0,80	0,82	0,80	0,50	0,88	0,35	0,81
Cr	0,63	0,87	0,85	0,90	0,85	0,95	0,87	0,55	0,91	0,53	
V	0,33	0,36	0,48	0,40	0,49	0,44	0,42	0,52	0,41		
Ni	0,65	0,85	0,85	0,90	0,88	0,92	0,91	0,51			
Co	0,59	0,45	0,58	0,41	0,72	0,44	0,50				
Cu	0,74	0,91	0,87	0,93	0,87	0,90					
Ag	0,62	0,88	0,84	0,93	0,83						
Zn	0,70	0,76	0,79	0,80							
Cd	0,70	0,96	0,89								
Pb	0,70	0,88									
Sn	0,69										

Доверительные интервалы коэффициентов корреляции
с уровнем значимости 5%=0,35;
1%=0,45; 0,1%=0,56

Речные отложения в пределах следующего участка 5 (непосредственно перед Щербинской свалкой), протяженность которого составляет немногим более 1 км, характеризуется высокими средними концентрациями Cd ($K_C = 786$), Ag (265), Hg (68), Ni (63), Pb (22), Cu (19), Sn (18), Cr (10) и повышенными содержаниями некоторых других элементов. Как правило, уровни концентрирования многих элементов здесь выше, нежели в отложениях на предыдущем участке реки, что

обусловлено в основном геоморфологическим строением русла р. Пахры и наличием условий, способствующих аккумуляции транспортируемых рекой наносов и более интенсивному осаждению растворенных веществ (резкое выполаживание продольного профиля русла, наличие островов и затонин, интенсивное развитие в последних водной растительности, заметное сужение русла в месте впадения р. Конопельки, что создает подпор вод). Отличительной особенностью этого участка речного русла является нарушение корреляционных связей между пространственным распределением химических элементов в донных отложениях, наличие которых было характерно для предыдущих участков р. Пахры. Несомненно, что на данном участке в выведении поллютантов из миграционного потока, кроме механической седиментации, важную роль играет сорбция из раствора, образование и последующее осаждение коллоидов. Таким образом, геохимические аномалии, фиксируемые речными отложениями, формируются за счет действия нескольких источников поступления в них поллютантов, что, очевидно, и обуславливает нарушение корреляционных связей между химическими элементами.

В пределах участка 6 (зона непосредственного влияния Щербинской свалки) наиболее высокие концентрации химических элементов закономерно приурочены к устью р. Конопельки. Непосредственно ниже свалки графики распределения элементов в илах остаются резко варьирующими, причем для всех элементов наблюдается тенденция к снижению их содержания. Для пространственного распределения большинства химических элементов характерна положительная корреляция. Влияние р. Рожая (участок 7), принимающей сток г. Домодедово, фиксируется небольшим ростом содержаний в речных отложениях Ag, Ni, Cd, Zn, Hg, Sn. Ниже р. Рожай, уже в отложениях р. Пахры, повышенные и слабо варьирующие концентрации практически всех указанных металлов, уменьшаясь, прослеживается примерно на 3 км. Исключение составляют Ag, Sn и Cu, содержания которых все еще заметно превышают фон. Пространственная корреляция между элементами в пределах изученного участка в целом выражена слабо.

Таким образом, общая протяженность техногенного геохимического потока (зоны техногенного загрязнения), фиксируемой по уровням накопления в речных отложениях химических элементов, составляет более 40 км. В его строении выделяется несколько специфических участков, характеризующихся свойственным только им особенностями концентрирования, пространственного распределения элементов в речных отложениях, что определяется своеобразием источников загрязнения, особенностями литолого-геоморфологического строения русла и долины. Река Пахра характеризуется значительным уровнем техногенного загрязнения и его высокой степенью санитарно-токсикологической опасности (табл. 248).

Таблица 248. Оценка состояния р. Пахры в зоне влияния Подольско-Щербинской агломерации [724]

Участок реки	R_x	Z_c	$Z_{ст}$	Уровень загрязнения	Степень санитарно-токсикологической опасности
1	2,3	18	17	Средний	Умеренная
2	5	52	46	Высокий	Опасная
3	8,5	98	94	Высокий	Опасная
4	19	234	211	Очень высокий	Очень опасная
5	94	1216	1135	Чрезвычайно высокий	Чрезвычайно опасная
6	25	315	290	Чрезвычайно высокий	Очень опасная
7	5	52	46	Высокий	Опасная
В целом	16	200	185	Очень высокий	Очень опасная

В литературе техногенные потоки химических элементов в отложениях рек обычно рассматриваются в виде линейных объектов, распространяющихся от источников загрязнения вниз по реке. В действительности же они обладают не только линейной протяженностью, но и шириной и вертикальной мощностью. В свое время это было показано для рудогенных потоков рассеяния [440]. Знание особенностей пространственного распределения поллютантов как по площади русла, так и толще илов имеет методическое и практическое значение, поскольку позволяет детализировать процессы формирования зон загрязнения в речных руслах, оценить реальный уровень загрязнения рек и их отдельных участков и т. д. Для этих целей на р. Пахре были изучены два участка речного

русла. Первый из них, общей протяженностью 0,5 км, представляет собой зону смешения сточных и речных вод (устье руч. Черного с прилегающим руслом р. Пахры) и характеризуется высокими скоростями водного потока, что обусловлено поступлением сточных вод по ручью (имеющего значительный уклон) и прямолинейностью русла главного водотока. Второй участок, протяженностью около 2 км, находится в 4 км ниже по течению и по своей морфологии очень типичен для

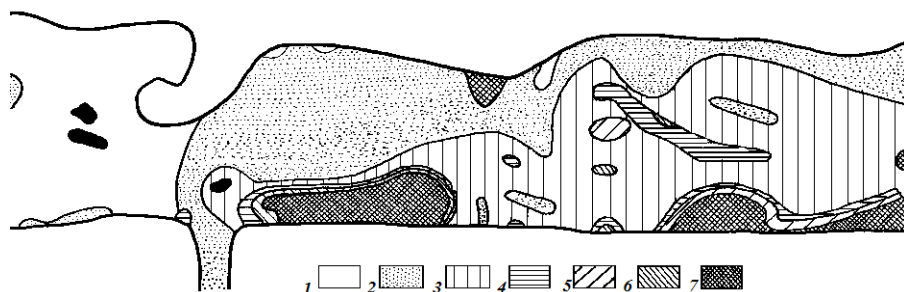


Рис. 71. Медь в донных отложениях р. Пахры в зоне смешения сточных и речных вод [724].

1 – 7 – коэффициенты концентрации меди: 1 – менее 1,5; 2 – 1,5–3; 3 – 3–6; 4 – 6–9; 5 – 9–12; 6 – 12–15; 7 – более 15; черным цветом показаны островки.

русловых отложений. Данный участок отличается литологической пестротой отложений, особенно вблизи устья руч. Черного, а также динамичным водным режимом и наличием зон струйных течений, приуроченных преимущественно к левому берегу Пахры. В целом зона смешения речных и сточных вод характеризуется мало благоприятными для аккумуляции материала условиями; здесь достаточно интенсивно проявлены процессы переформирования русла главным образом за счет переформирования русловых микроформ.

Во многом отмеченные явления обусловлены граничным положением участка в зоне поступления мощного потока сточных вод из руч. Черного в р. Пахру. Наиболее интенсивное осаждение осадочного материала приурочено к острову-отмели, а также к правому берегу Пахры, более отмелому и с более спокойным режимом течения. Нижняя по течению часть исследуемого участка реки характеризуется уже установившимся режимом течения, что, в частности, нашло отражение в развитии здесь практически сплошной зоны техногенных илов, практически полностью выстилающих речное русло (вертикальная мощность илов колеблется в пределах 30–50 см). Непосредственно ниже устья руч. Черного наиболее высокие содержания химических элементов приурочены к отмели и к правобережной части реки. В грубых речных отложениях, отвечающих зоне наиболее значимого течения, наблюдаются относительно невысокие концентрации элементов. Для нижней части изученного участка, которая фиксируется по появлению песчано-илистых и илистых отложений, характерно широкое в площадном отношении развитие отложений с высокими и очень высокими содержаниями химических элементов (Hg, Ag, Cd, Sn, Pb, Cu и др.). В общем случае наблюдается заметное превышение уровней содержания элементов в отложениях реки ниже устья ручья по сравнению с участками русла, расположенными выше ручья. Формирование геохимических аномалий в пределах данного участка связано главным образом с процессами гидравлического осаждения поступающей в составе сточных вод взвеси. Наиболее интенсивные зоны осаждения осадочного материала приурочены к участкам замедления течения, что проявляется в накоплении песчано-илистых и илистых отложений, в свою очередь отличающихся более высокими содержаниями химических элементов. Таким образом, даже в сложных и динамичных условиях зоны смешения сточных и речных вод происходит активная седиментация обогащенного химическими элементами осадочного материала и формирование устойчивых зон техногенного загрязнения.

На рис. 41 приведена литологическая схема второго изученного участка, а на рис. 72 схема (в качестве примера) распределения Cu и Pb в верхнем (0–20 см) слое русловых отложений. Как отмечено выше, участок представляет типичный для малых равнинных рек отрезок русла с развитием свободных сегментных излучин. Стрежень реки прослеживается по развитию лентовидной

равнинных малых рек (меандрирующее русло с развитием свободных сегментных излучин).

На рис. 42 была приведена литологическая схема первого участка, а на рис. 71 – в качестве типичного примера – дается схема площадного распределения меди в верхнем (0–20 см) слое

полосы отложений грубого состава. Наибольшее развитие техногенные илы получили в районе 1-го колена вершины 1-ой по течению излучины. В месте наименьшей ширины русла ранее существовала плотина, что отразилось в более широком развитии в реке илистых и песчано-илистых отложений выше этого створа. Особенности распределения элементов в отложениях данного участка реки близки таковым в пределах зоны смешения сточных и речных вод, хотя в большей степени уже определяются литологическим и геоморфологическим строением речного русла. Так, практически для всех элементов зона самых высоких их концентраций приурочена к вершине и крыльям первой излучины, где отмечены скопления илов (до 1 м и более по вертикали). Интен-

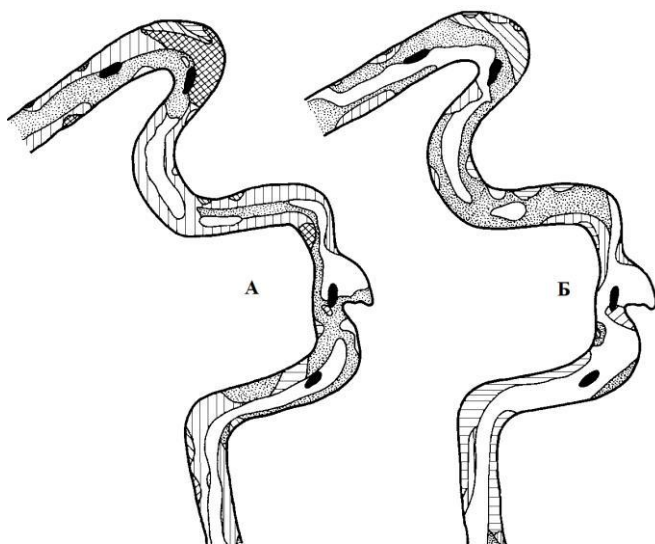


Рис. 72. Медь (А) и свинец (Б) в донных отложениях р. Пахры ниже г. Подольска [724] (условные обозначения см. на рис. 71).

сивная аккумуляция осадочного материала у вогнутого берега реки может быть объяснена особенностями трансформации скоростного поля водного потока, входящего после длинного прямолинейного участка русла в пределы меандрирующего участка. Русло реки, тяготеющее к левому берегу, до излучины характеризуется меньшими глубинами, наличием отмелей и островов, что приводит к замедлению здесь скоростей потока, когда торможение, вызванное бортом русла, складывается с торможением, вызванным его дном. Именно в этой зоне и происходит накопление руслообразующих фракций наносов. Кроме того, левый прямолинейный берег Пахры характеризуется развитием водной растительности, которая прослеживается далеко вниз по реке и достигает своего максимального развития именно у вогну-

того берега первой излучины, что также способствует более интенсивной аккумуляции наносов. Существовавшая в прежнее время на реке плотина, игравшая барьерную роль, также способствовала резкому замедлению общего течения реки при вхождении потока в пределы меандрирующего участка, что проявилось и на особенностях площадного распределения химических элементов в русловых отложениях. Так, если на участке русла р. Пахры до бывшей плотины преобладают илистые отложения с более высокими концентрациями элементов, то ниже плотины уже явно доминируют песчаные отложения с их меньшими содержаниями.

Морфология русла равнинных малых водотоков, используемых в техногенных ландшафтах в качестве коллекторов сточных вод, является важным фактором, определяющим особенности локализации техногенных илов. С этой точки зрения особое значение имеет характер продольного профиля и строение устьевой зоны водотоков. Как известно, малые водотоки, располагаясь в самых верхних звеньях гидросети, отличаются высокими уклонами, которые вместе с водностью характеризуют эрозионно-транспортирующую способность потока [65]. При впадении в реку следующего порядка (с хорошо развитой поймой) происходит резкое выполаживание их продольного профиля, что обуславливает формирование в устьях водотоков геохимических (прежде всего, механических [118, 287]) барьеров и накопление здесь илов, являющихся концентраторами тяжелых металлов. Ситуация, изученная в зоне влияния г. Троицка, представляет собой типичный пример распространенного на практике сопряжения: источник загрязнения (город, сточные воды которого поступают на общегородские очистные сооружения) – ручей, принимающий сточные воды, сбрасываемые с очистных сооружений – малая река, в которую впадает ручей [818]. В данном случае сточные воды после обработки на очистных сооружениях сбрасывались в руч. Оранку (впадает в Пахру). Водный сток ручья более чем на 90% формировался за счет поступающих в него стоков. Долина ручья имеет овальную форму, с резким сужением к устью, борта ее высокие и крутые, днище плоское, шириной до 5–20 м, меандрирующее русло врезано в него на 0,3–0,5 м. Продольный профиль ручья в средней части характеризуется значительным уклоном; при выходе на пойму

Пахры происходит его резкое выполаживание. Отложения, развитые в ручье, представлены в основном техногенными илами. Особенно интенсивное их накопление наблюдалось в устье ручья и прилегающей части русла Пахры, где сформировался конус выноса (вертикальная мощность илов – 1 м и более). Важной особенностью распределения элементов в илах руч. Оранка является их пространственная неоднородность. Так, в отдельных точках русла в илах концентрации многих изученных металлов очень высоки (например, K_C Ag 400–1000, Cd 100–200, Hg до 90), что, в частности, нашло отражение в высоких значениях коэффициентов вариации, рассчитанных для всей прослеженной зоны загрязнения (на участке от места сброса стоков до устьевой зоны ручья включительно) (табл. 249).

В то же время в интенсивности концентрирования металлов и характеру пространственных изменений их содержаний в илах в структуре установленной зоны загрязнения наблюдается опре-

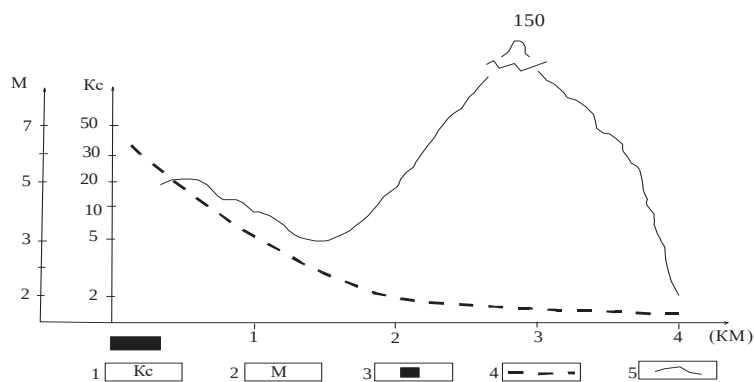


Рис. 73. Кадмий в донных отложениях руч. Оранка [724].

- 1 – коэффициент концентрации Cd; 2 – превышения над урезом устья ручья (метры); 3 – город; 4 – линия продольного профиля ручья; 5 – распределение значений коэффициента концентрации Cd.

деленная зональность, т. е., в данном случае, существование участков русла со специфичным распределением элементов в отложениях. Выявленная зональность определяется особенностями геоморфологического строения русла и устья ручья (особенно характером его продольного профиля) и наличием зоны смешения сточных и речных вод. Так, в илах верхней и средней части ручья (отличающейся значительным уклоном продольного профиля) наблюдается неравномерное распределение большинства изученных металлов.

При выходе ручья на высокую пойму Пахры происходит резкое выполаживание его продольного профиля, что обуславливает формирование здесь латерального геохимического (механического, седиментационного) барьера и создание условий благоприятных для аккумуляции (гидравлического осаждения) транспортируемых ручьем наносов (рис. 73, табл. 250).

Определенную роль, очевидно, играют также процессы сорбции и соосаждения металлов. Все это приводит к накоплению в отложениях в пределах геохимического барьера химических элементов, поступающих в ручей со стоками. Исключение составляет свинец, практически не накапливающийся на геохимическом барьере. Как правило, металлы, отличающиеся более высокими значениями K_C до геохимического барьера, более интенсивно концентрируются в его пределах. Принципиальным является тот факт, что наличие геохимического барьера обуславливает формирование зон с экстремально высоким уровнем загрязнения. Так, если до барьера значение Z_C отвечают категории «очень высокий уровень загрязнения», то в пределах барьера фиксируется уже «чрезвычайно высокий уровень загрязнения», а после барьера интенсивность загрязнения резко снижается (до категории «средний уровень загрязнения»).

Таблица 249. Параметры распределения металлов в илах в зоне влияния г. Троицка [724]

Элемент	Среднее значение K_C	Коэффициент вариации, %
Серебро	91	204
Кадмий	17	328
Ртуть	7	268
Медь	3,1	112
Цинк	2,7	126
Висмут	2,2	214
Свинец	2,2	171
Олово	2	125
Z_C	120	–

Таблица 250. Интенсивность накопления металлов илами на геохимическом барьере [724]

Элемент	K_C до барьера	K_C на барьере	K_C после барьера	Интенсивность барьера
Серебро	140	600	25	4,3
Кадмий	18	188	1,1	10,4
Ртуть	6	58	1,3	9,7
Висмут	5,4	13	1,1	2,4
Медь	5	13	2	2,6
Свинец	3,5	4	1,5	1,1
Цинк	3,1	11	2	3,6
Олово	2,5	7	1,2	2,6
Z_C	178 *	890 **	28 ***	5

* Очень высокий уровень техногенного загрязнения; ** чрезвычайно высокий уровень техногенного загрязнения; *** средний уровень техногенного загрязнения.

Для распределения большинства металлов в техногенных илах руч. Оранка на фоне резкой пространственной неоднородности распределения (варьирования) их концентраций характерна высокая степень корреляции (табл. 251). Это свидетельствует о том, что металлы поступают со сточными водами (главным образом во взвешенном состоянии) и мигрируют в водотоке синхронно, что, в свою очередь, является следствием единства источника (городские очистные сооружения) и общности режима их поступления в ручей. Исключение составляет свинец, для которого не прослеживаются корреляционные связи с некоторыми элементами. Очевидно, что он поступает не только со сточными водами (и, судя по всему, преимущественно в растворенной форме), но и в составе поверхностного стока с территории водосбора.

Таблица 251. Корреляционная матрица распределения химических элементов в техногенных илах [724]

	Sr	Cu	Ag	Zn	Cd	Pb	Bi	Sn
Hg	0,57	0,84	0,83	0,79	0,83	0,12	0,80	0,75
Sn	0,65	0,85	0,84	0,89	0,58	0,30	0,75	
Bi	0,74	0,84	0,88	0,67	0,77	0,30		
Pb	0,54	0,41	0,35	0,50	0,10			
Cd	0,40	0,61	0,61	0,63				
Zn	0,65	0,76	0,77					
Ag	0,81	0,96						
Cu	0,76							

Доверительные границы
коэффициентов корреляции при уровнях
значимости: 5% = 0,31; 1% = 0,39; **0,1% = 0,49**

Таким образом, в малых водотоках интенсивность латеральной миграции и соответственно особенности пространственного распределения химических элементов, концентрирующихся в донных отложениях в зоне влияния источников загрязнения, в значительной степени определяются геоморфологическим строением русла и, прежде всего, характером их продольного профиля и морфологией устьевой зоны, определяющей возможность перехода поллютантов в реку следующего порядка.

Таблица 252. Распределение химических элементов в отложениях руч. Свинорье и р. Незнайки [724]

Элемент	Среднее значение K_C	Коэффициент вариации, %
Hg	122	354
Ag	26	217
Ni	11	210
Sr	6	198
Cd	5,1	236
Cu	4	109
Zn	3,1	223
Cr	2,7	117
Pb	1,8	99
Sn	1,5	97
Z_C	172	—

Город Апрелевка расположен в верховьях руч. Свинорье, впадающего в р. Незнайку. В среднем течении ручей протекает через пруды, играющих роль отстойников. Сток ручья во многом формируется за счет бытового стока города и стоков химического завода. Главной особенностью пространственного распределения элементов в донных отложениях является выраженная пространственная неоднородность (табл. 252, рис. 74), которая определяется геоморфологией русла ручья (наличие прудов и своеобразное строение устьевой зоны). Участок Свинорье до прудов отличается интенсивным накоплением илов и наиболее высокими концентрациями в них элементов, отличающихся значимыми корреляционными связями (табл. 253).

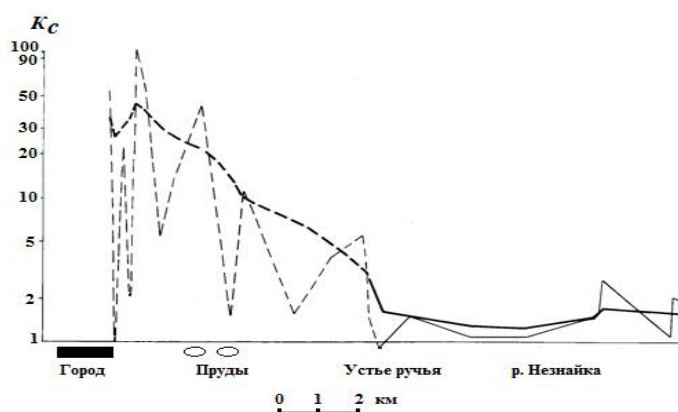


Рис. 74. Никель в донных отложениях руч. Свинорье (пунктир) и р. Незнайки (сплошная линия) в зоне влияния Апрельки [724]. Тонкие линии – фактическое распределение, жирные линии – распределение по сглаженным данным.

Пруды, являющиеся геохимическими (сорбционно-седиментационными) барьерами, перехватывают существенную часть транспортируемых потоком техногенных наносов, что существенно изменяет уровни содержания химических элементов и нарушает существующие между ними корреляционные связи. Отложения, развитые на участке русла непосредственно ниже прудов и в предустьевой части руч. Свинорье, отличаются невысокими содержаниями химических элементов (за исключением Ni и Ag) и их более однородным убыванием вниз по течению. В устье руч. Свинорье наблюдается

резкое уменьшение концентраций всех исследуемых элементов, что связано как с естественным «затуханием» техногенных аномалий, так и с особенностями морфологии устья, имеющего «трубообразную» форму, что предопределяет здесь накопление грубых песков. Непосредственно в р. Незнайке в маломощных и спорадически распространенных илах содержания элементов (за исключением Ag) приближаются к фону, а корреляционные связи между ними выражены слабее, нежели на предыдущих участках русла (они наблюдаются лишь для элементов, явно поступающих со сточными водами). Коэффициенты вариации большинства элементов колеблются в пределах 30–70%; исключение составляет ртуть (270%). Рассмотренная выше своеобразная зональность в распределении химических элементов в русловых отложениях проявляется и в характере пространственного изменения геохимических ассоциаций, их количественных и качественных параметров (табл. 254). Очевидно, что слабоинтенсивные аномалии некоторых элементов ниже прудов формируются преимущественно за счет процессов сорбции и вторичного переотложения наносов, аккумулирующихся в прудах.

Таблица 253. Корреляционная матрица содержаний химических элементов в донных отложениях в зоне влияния г. Апрельки [724]

1) в р. Свинорье (участок до прудов)

	Sr	Cr	Ni	Cu	Ag	Zn	Cd	Pb	Sn
Hg	0,25	0,24	0,34	0,17	0,43	0,03	0,54	0,45	0,08
Sn	0,62	0,26	0,42	0,28	0,54	0,13	0,77	0,26	
Pb	0,32	0,44	0,43	0,73	0,45	0,77	0,40		
Cd	0,78	0,38	0,64	0,25	0,79	0,08			
Zn	0,18	0,09	0,20	0,66	0,21				
Ag	0,93	0,69	0,96	0,42					
Cu	0,37	0,62	0,48						
Ni	0,92	0,88							
Cr	0,65								

Доверительные интервалы
коэффициентов корреляции с уровнем
значимости 5%=**0,35**; 1%=0,45; 0,1%=0,56.

2) Участок в р. Незнайке

	Hg	Sn	Pb	Zn	Ag	Cu	Ni	Cr
Sr	-0,13	0,27	-0,07	-0,10	-0,24	0,09	0,17	0,21
Cr	-0,22	0,54	0,62	0,50	0,14	0,57	0,75	
Ni	-0,51	0,38	0,27	0,50	0,16	0,66		
Cu	0,59	0,65	-0,05	0,22	-0,11			
Ag	0,30	-0,16	0,30	0,74				
Zn	0,09	0,02	0,50					
Pb	-0,33	0,07						
Sn	0,08							

Доверительные интервалы
коэффициентов корреляции с уровнем
значимости 5%=**0,46**; 1%=0,58; 0,1%=0,69.

Таблица 254. Пространственная дифференциация геохимических ассоциаций в техногенных илах в зоне влияния г. Апелевка [724]

Участок реки	Химические элементы и порядок значения их K_C				
	>100	100–30	30–10	10–3	3–1,5
До прудов	Hg ₄₉₃	Ag ₉₄ -Ni ₃₂	Cd ₂₀ -Sr ₁₈	Zn ₉ -Cu ₈ -Cr ₄	Pb-Sn
1-й пруд	–	Hg ₅₂ -Ag ₅₀ -Ni ₄₂	Cu ₁₈ -Cr ₁₈ -Sr ₁₁	Pb ₄ -Cd ₄	Zn-Sn
2-й пруд	–	–	–	Cd ₅ -Ag ₄ -Hg ₄	Sr-Ni
Ниже прудов	–	–	Hg ₁₁	Ni ₆ -Ag ₅ -Sr ₄	Cu-Zn-Cr

Таким образом, в небольших водотоках, служащих приемниками городских сточных вод, при определенных геоморфологических условиях, предопределяющих возникновение геохимических (преимущественно седиментационных) барьеров, за относительно короткое время (20–25 лет) могут формироваться зоны интенсивного техногенного загрязнения, в свою очередь являющиеся вторичными источниками поступления поллютантов в реку следующего порядка.

Создание в устьевых зонах ручьев и малых рек, являющихся во многих городах приемниками сточных вод и поверхностного стока с освоенных территорий, искусственных прудов-отстойников будет способствовать снижению поступления загрязняющих веществ в основной водоток, прежде всего, за счет осаждения транспортируемого водотоками осадочного материала.

Река Инсар

Содержания химических элементов в фоновом русловом аллювии р. Инсар близки их концентрациям в фоновых почвах и одновременно неплохо соотносятся с известными в литературе уровнями своей глобальной распространенности [703, 780]. Фиксируемые отклонения от глобальных параметров распределения (например, более высокие содержания В и Со в почвах, несколько пониженные концентрации Sc, Ti, Fe, Zr в почвах и аллювии и Fe, Zn, Ga в аллювии) могут быть объяснены особенностями материнских пород и условиями формирования литогенной фации руслового аллювия (табл. 255).

Так, уровни элементов в местных почвах неплохо соотносятся с содержаниями в черноземах (см., например, [219]). Последние обычно характеризуются повышенными уровнями В и Со. В свою очередь, песчаные породы (которым отвечает аллювий) и отложения, обогащенные органикой (гумусовый горизонт почв), почти всегда отличаются пониженными уровнями Zr, Sc, тогда как Ва легко мобилизуется и выносится из осадочных образований в разных условиях. Кларк Вi, предложенный А.П. Виноградовым, явно занижен, на что уже обращалось в литературе (очевидно, реальное содержание в 0,1 мг/кг, рассчитанное А.Е. Ферсманом). Нет, пожалуй, однозначного объяснения низким (по сравнению с глобальными параметрами) содержаниям Sr. Возможно, что это обусловлено систематической ошибкой спектрального анализа. Тем не менее концентрации Sr в фоновых почвах и аллювии достаточно близки. Несколько повышенные его уровни в речных отложениях и почвах террасы могут быть объяснены наличием здесь обломков карбонатных пород.

Техногенные илы, развитые в русле Инсара и его основных притоков в пределах и ниже г. Саранска, характеризуются очень высокими содержаниями многих химических элементов [63, 689, 698, 703, 744, 1082, 1083]. Особенно интенсивно в них концентрируются тяжелые металлы. В общем случае ассоциации, свойственные техногенным илам на участках реки непосредственно ниже города, по своим качественным (набору химических элементов) и количественным (относительное положение указанных элементов в ранжированном по значениям коэффициентов концентрации K_C ряду) параметрам очень близки ассоциациям, установленным для ОСВ и взвеси сточных вод (табл. 256).

Для распределения элементов в илах, развитых в русле в пределах города, характерна типичная для зон загрязнения пространственная неоднородность (рис. 75). По мере удаления от города степень концентрирования элементов в илах снижается, уменьшается вариабельность их распределения, меняются количественные соотношения между элементами (изменяется их положение в ассоциации). Все эти изменения обусловлены вторичным преобразованием и переотложением

ем наносов, в том числе разубоживанием техногенного вещества природным аллювием и поступающим с водосбора осадочным материалом. Естественно, что на качественный состав геохимических ассоциаций и интенсивность концентрирования некоторых элементов оказывает влияние техногенный поток, формирующийся в южной и особенно в центральной промзоне г. Саранска в результате поступления в р. Инсар сточных вод по р. Лепелейке и руч. Никитинскому (участки I–IV). Тем не менее главные металлы ОСВ и, соответственно, взвеси сточных вод – Cd, Sn, Ag, Mo, Hg, Zn – сохраняют свое ведущее положение в геохимических ассоциациях, свойственных илам. Именно указанные элементы, по сути, и определяют эколого-геохимические особенности, уровень и степень санитарно-токсикологической вредности техногенного загрязнения.

Очень интенсивно многие химические элементы концентрируются в илах устьевых зон водотоков, дренирующих промышленные зоны (табл. 257). В силу благоприятных геоморфологических (выполаживание продольного профиля водотоков при их выходе на пойму Инсара) и гидродинамических (подпор потока сточных вод речными) условий здесь формируются геохимические барьеры, что приводит к гидравлическому осаждению наносов, обогащенных химическими элементами.

Таблица 255. Химические элементы в фоновых почвах и фоновом аллювии, мг/кг [703]

Элемент	Фоновые почвы, бассейн Инсара						Аллювий, Инсар	Почвы мира [862]	Кларк земной коры [92]
	Водораздел		Склон		Терраса				
	1	2	1	2	1	2			
Li	25	25	25	25	25	25	28	25	32
Be	—	—	—	—	—	—	1,1	0,3	3,8
B	54	55	63	74	65	60	32	20	12
F	—	—	—	—	—	—	350	200	660
P	—	—	—	—	—	—	950	800	930
Sc	2,1	1,7	2,5	2,2	2,3	2,9	4	7	10
Ti	3360	4130	4710	4960	3240	4770	3600	5000	4500
V	80	110	95	130	100	140	85	90	90
Cr	49	77	67	96	51	70	62	70	83
Mn	1200	680	1150	500	1050	700	770	1000	1000
Fe	—	—	—	—	—	—	20500	40000	46500
Co	21	16	24	20	15	18	9	8	18
Ni	26	38	25	38	26	35	35	50	58
Cu	50	45	54	55	52	44	41	30	47
Zn	85	110	95	95	100	110	50	90	83
Ga	21	27	24	29	24	26	11	20	19
Ge	—	—	—	—	—	—	0,9	1	1,4
As	6,4	—	—	—	—	—	7	6	1,7
Sr	28	35	30	35	45	50	45	250	340
Y	11	7	12	6	10	9	10	40	29
Zr	75	95	125	90	125	105	86	400	170
Nb	—	—	—	—	—	—	6	10	20
Mo	0,7	1,1	0,9	1,3	0,9	1,2	2	1,2	1,1
Ag	0,05	0,05	0,04	—	0,06	—	0,08	0,05	0,07
Cd	0,34	—	—	—	0,33	—	0,14	0,35	0,13
Sn	2,4	3,2	1,9	3,5	1,9	3,4	2	4	2,5
Sb	1	—	—	1,1	1	—	0,9	1	0,5
Ba	210	110	220	150	220	150	210	500	650
Yb	1	0,9	1,1	1	0,8	0,9	1	3	3,3
W	1,5	1,5	1,4	—	1,6	—	1,3	1,5	1,3
Hg	0,06	—	0,05	—	0,05	—	0,02	0,06	0,083
Tl	0,19	—	—	—	0,21	—	0,13	0,2	1
Pb	15	11	18	18	13	11	17	15	16
Bi	—	—	—	—	—	—	0,25	0,2	0,009
Число проб	25	24	25	24	25	22	50	-	—

Примечание. 1 – горизонт А (обычно 0–10 см); 2 – среднее для горизонтов В₁–В₃.

Таблица 256. Геохимические ассоциации в техногенных илах (I–XII), осадках сточных вод (OCB) и взвеси сточных вод (BCB) [703]

Уча- сток	Химические элементы и их K_C					Z_C	Z_{CT}
	> 100	100–30	30–10	10–3	3–1,5		
Выше города	–	–	–	Bi	Pb-Zn-Sn-P-Cu-Cr- W-Ga-Hg	12	8
I	Sn	Bi	Cu-Ni	Zn-Ag-Cr-Pb-W	Tl-Sr-Hg-Ga-P	275	106
II	–	–	Hg	Bi-Pb-Zn-Sn-Sr-Ag-Cu	W-B-Ga	56	40
III	Cd-Hg- Mo	Zn	Sn-Cu- W	Ag-Ni-Pb-Cr-Sr	F-Tl-V-Ga	810	705
IV	Cd	Hg-Sn	Cu-Mo	W-Ag-Zn-Bi-Ni	Cr-Pb-Sr-P-B-Ga-Tl-F	210	185
V	Sn	Cd	Hg-Mo- Bi	Cu-Ag-Zn-Cr-Pb-W	Li-Tl-Ni-P-Sr-Co-Be	358	175
VI	Sn	Cd-Hg	Mo-Be- Cu	Zn-W-Ag-Pb-Ni-Cr-Bi	Sr-Tl-B-F-Li-Co	318	170
VII	Sn	Cd	Mo	Zn-Cu-Tl-Ag-Pb-Cr-Hg	W-Bi-B-Ni-Sr-Ga-P-F	220	95
VIII	–	Cd-Sn	Cu	Zn-Hg-Mo-Ag-Tl-Cr	W-Ni-Pb-Bi-Sr-Co-Li	186	100
IX	–	–	Sn	Mo-Cu-Tl-Cd-Zn	Sr-Ag-Pb-Bi-Cr-Hg- Ga	31	19
X	–	–	–	Sn-Cd-Tl-Cu-Zn	Ag-Hg-Mo-Pb-Sr-Cr- Ga-Bi	23	14
XI	–	–	–	Sn-Mo-Cu	W-Sr-Sn-Tl-Cr-Cd- Hg	19	12
XII	–	–	–	Mo	Zn-V-Pb-Co-Tl-Ni- Ag-Sn-Cu-Ga-Hg	16	10
OCB	Cd-Sn- Hg	Ag-Zn-Bi- W-Cu-Cr	Mo-Ni- Sb	F-Be	Sr-Tl-U	1140	760
BCB	Cd-Mo- Sn	Ag-Zn-Hg- Bi	Cu-W	Ni-Cr-P-Pb-Sb	As-Sr-Be-F	1020	700

Примечание. Здесь и далее расположение участков I–VIII см. на рис. 55, участки IX – XI соответственно 49 км, 62 км и 92 км (устье Инсара) от участка I, участок XII – р. Алатырь (70 км ниже устья Инсара).

В зоне смешения сточных и речных вод этому могут также способствовать физико-химические явления (например, коагуляция тонкой взвеси, сорбция, соосаждение), но, видимо, интенсивность осаждения взвешенного материала в пределах таких участков определяется главным образом его гидравлической крупностью. В любом случае здесь образуются экстремальные зоны загрязнения, являющиеся, особенно в периоды половодий, источниками вторичного поступления осадочного материала в главную реку данного района.

С эколого-геохимической точки зрения важным является тот факт, что вся толща техногенных илов характеризуется высокими концентрациями многих поллютантов, поступающих в реку с очистных сооружений. Это не только определяет высокий уровень техногенного загрязнения изученных водотоков в целом, но и обуславливает высокую степень санитарно-токсико-логической вредности техногенных илов как вещества и их опасность для гидробионтов.

В свою очередь, установленная и описанная выше стратификация техногенных илов, особенно на участках их максимального накопления, находит отражение в своеобразной неоднородности вертикального распределения химических элементов в толще илов (рис. 76). Фиксируемый ступенчатый характер распределения поллютантов с закономерным уменьшением их концентраций в слоях илов, контактирующих с коренным ложем русла, является следствием процессов их вторичного перераспределения и поступления в иловые, наддонные и в подрусловые воды. Характерно, что в большинстве случаев максимальные или повышенные содержания ведущих химических элементов техногенных геохимических ассоциаций приурочены к верхнему слою техногенных илов – наиболее активному как с гидродинамической, так и с геохимической точки зрения, что априори определяет значимость техногенных отложений как источников вторичного загрязнения водной массы.

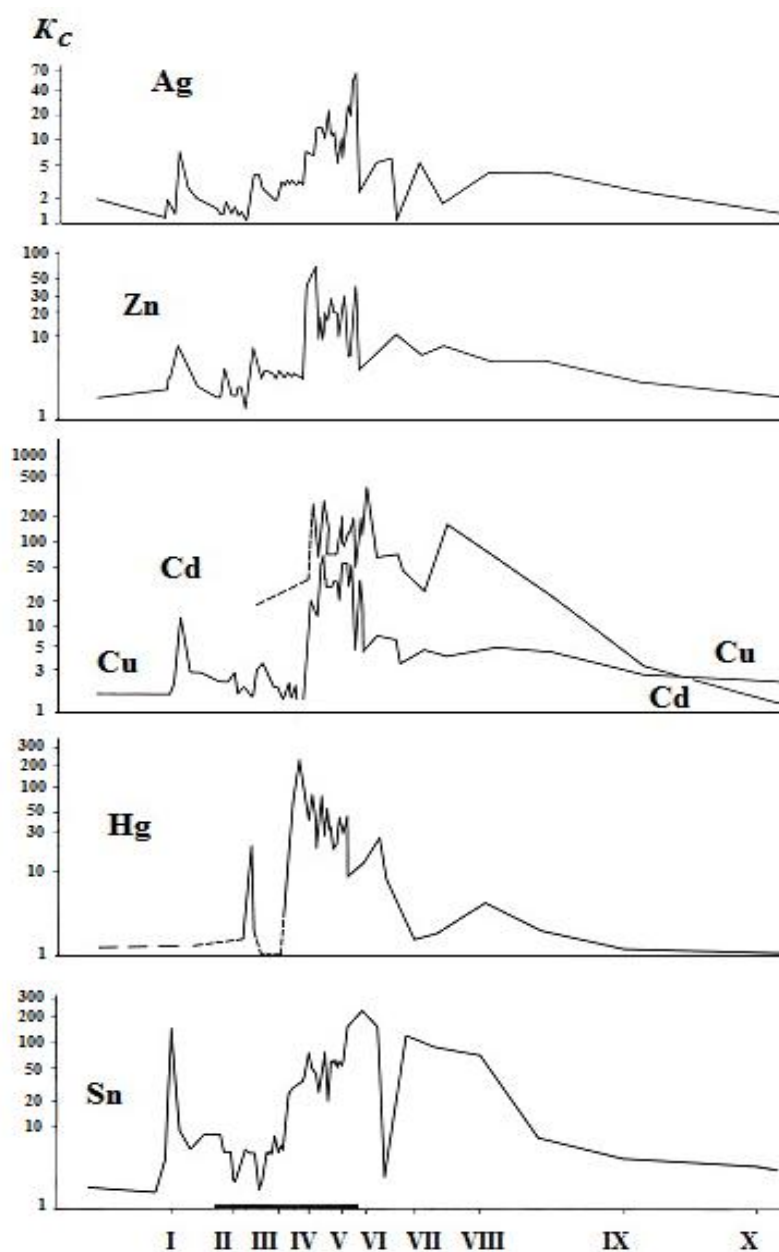


Рис. 75. Распределение металлов в донных отложениях р. Инсара в зоне влияния г. Саранска (римскими цифрами показано расположение опорных участков опробования) [703].

генных илов к нижним, особенно при сравнении уровней концентрирования элементов в слоях 0–120 см и 120–300 см. Это может быть связано с более существенной переработкой нижней толщи техногенных илов диагенетическими процессами (минерализация органического вещества, разубоживание русловым аллювием, вертикальная и латеральная, в том числе с фильтрационным потоком, миграция элементов и т. д.), обуславливающих переход элементов в самые верхние горизонты речных отложений и, отчасти, в подрусловые воды.

Из-за гидродинамических различий обстановок осадконакопления, а также в результате процессов трансседиментации, интенсивность проявления которых возрастает по мере удаления от города Саранска, отмеченные выше особенности вертикального распределения химических элементов в техногенных илах проявляются не на всех участках речного русла. В частности, в районе сел Красный Дол и Анненково, а также в устье Инсара максимально были «загрязнены» средние или нижние слои техногенных илов, перекрытые отложениями с более высокими содержаниями кремнезема и песчаных частиц. Именно на этих участках в стратификации техногенных

Показательно также, что самый верхний слой илов обычно обеднен литофильными элементами, что указывает на ведущую роль в его формировании вновь осаждающегося техногенного материала. Таким образом, существующая стратификация илов, своеобразие накопления и вторичное перераспределение химических элементов отражаются в особенностях их вертикального распределения в толще отложений. По всей видимости, в илах формируются активные физико-химические микрозоны, различающиеся своим геохимическим эффектом. Так, слои 40–60 и 120–180 см явно отличаются активно идущими процессами, способствующими миграции металлов как в выше, так в ниже расположенные горизонты илов. Подобное распределение элементов наблюдается (при определенном сдвиге границ) и на других участках русла, где четко выделяются два слоя максимального накопления наиболее интенсивно концентрирующихся химических элементов – 0–60 и 120–180 см. Необходимо также отметить выраженную тенденцию увеличения значений Z_c , рассчитанного для литофильных элементов, от верхних горизонтов техно-

илов был слабо выражен типичный для них верхний слой коагеля. Тем не менее практически на всем протяжении русла Инсара техногенные илы в общей своей массе характеризуются высокими значениями суммарного показателя загрязнения (рис. 77).

Таблица 257. Распределение значений K_C элементов в устьевых илах водотоков [703]

Элемент	река Лепелейка			ручей Никитинский		
	Инсар, выше	Устье	Инсар, ниже	Верховья	Устье	Инсар, ниже
B	1,8	1,6	1,9	1	1,1	2
Cr	1,8	5,2	2,5	0,8	4,5	1,4
Ni	1,1	10,3	2,7	0,7	6,7	5,5
Cu	1,7	8,3	1,8	0,9	23,6	14
Zn	3,2	8	4,6	2,3	40	6
Sr	0,7	2,2	1,1	1,3	3,2	1,3
Mo	0,6	0,5	0,5	0,8	130	12
Ag	1,4	6,3	3,1	1	7,4	7
Cd	0,9	1,1	0,9	0,8	308	74
Sn	4,8	130	20,8	1,9	29	33
W	1,4	3,9	1,8	0,9	18,5	9
Hg	1,5	2,5	2	1,4	240	45
Pb	2,2	5,5	2,5	2,6	6	1,4
Bi	3,2	7,2	4,4	0,9	1,1	7
Z_C	17	183	43	6	806	207

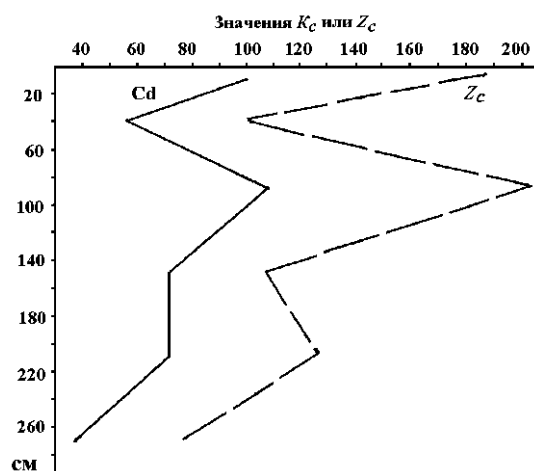


Рис. 76. Вертикальное распределение значений K_C кадмия и Z_C в толще техногенных илов р. Инсар, участок V [703].

составом, практически идентичным составу фонового аллювия, т. е. здесь явно преобладают механические процессы накопления литогенной фации руслового аллювия. Лишь на прирусловых отмелях и (редко) в затонах встречаются небольшие по занимаемой площади русла и незначительные по вертикальной мощности (до 2–5 см) скопления техногенных наилок. Техногенное воздействие проявляется главным образом в относительно повышенном концентрировании в донных отложениях Вi и в незначительном накоплении ряда других тяжелых металлов. Это, безусловно, является следствием влияния расположенного выше по течению г. Рузаевки (с объединением «Висмут»). В целом данный участок реки характеризуется средним уровнем ($Z_C = 12$) техногенного загрязнения, его допустимой степенью санитарно-токсикологической вредности ($Z_{CT} = 8$) и сравнительно однородным пространственным распределением химических элементов.

Следующий участок русла Инсара, протяженностью около 20 км и находящийся в пределах г. Саранска и его южной промышленной зоны (участки I–IV, т. е. от устья р. Лепелейки до ГОС), выделяется уже активным проявлением техногенного осадконакопления, особенно в устьевых зонах р. Лепелейки и руч. Никитинского, в меньшей степени ниже впадения р. Саранки. Здесь формируются относительно мощные залежи техногенных илов, определяющие высокий (Саранка и

В общей схеме строения прослеженного в системе Инсар–Алатырь техногенного потока, отвечающего изученной зоне осадконакопления, выделяется несколько участков русла, различающихся общим уровнем техногенного загрязнения, степенью его санитарно-токсикологической вредности и особенностями пространственного распределения химических элементов. Их существование, в свою очередь, определяется источниками поставки осадочного материала и своеобразием процессов аллювиального седиментогенеза. Участок русла Инсара выше г. Саранска отличается слабым проявлением процессов техногенного осадконакопления. Существующие здесь русловые отложения в основной своей массе характеризуются со-

ниже, $Z_C = 56$), очень высокий (Лепелейка и ниже, $Z_C = 275$) и чрезвычайно высокий (Никитинский, $Z_C = 810$) уровни техногенного загрязнения и его, соответственно, опасную степень ($Z_{CT} = 40$), очень опасную степень ($Z_{CT} = 106$) и чрезвычайно опасную ($Z_{CT} = 705$) степень санитарно-токсикологической вредности. В пределах русла Инсара от устья руч. Никитинского до створа

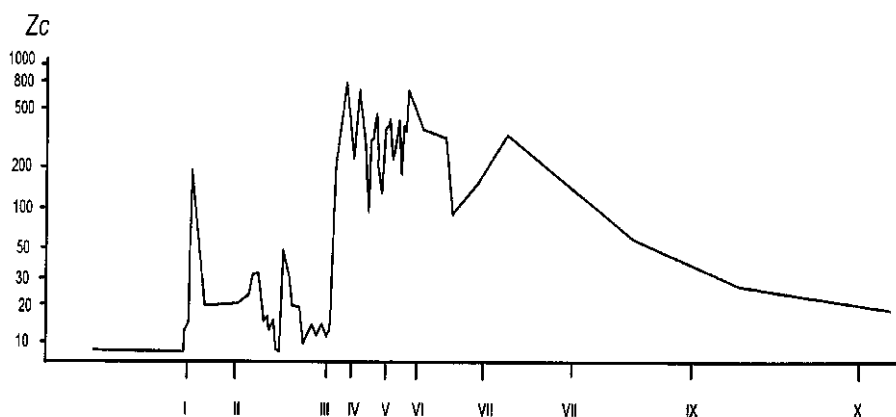


Рис. 77. Распределение значений суммарного показателя загрязнения Z_C в отложениях Инсара в зоне влияния г. Саранска, слой 20–60 см (I–X – основные участки отбора проб).

ГОС процессы техногенного осадконакопления также выражены достаточно сильно. Здесь илы часто выстилают значительную часть русла и определяют очень высокий уровень загрязнения ($Z_C = 210$) и его очень опасную степень санитарно-токсикологической вредности ($Z_{CT} = 185$). В общем случае для распределения большинства изученных химических элементов характерна выраженная про-

странственная (объемно-пространственная) неоднородность распределения их концентраций в илах, ниже руч. Никитинского проявляющаяся на фоне чрезвычайно высоких концентраций многих химических элементов. Накопление илов в устьевых зонах притоков и непосредственно в русле Инсара связано преимущественно с гидравлическим осаждением техногенной взвеси и в меньшей степени с процессами коагуляции более тонкого материала и его последующего выпадения на дно (что будет сопровождаться сорбцией и соосаждением химических элементов). На этом отрезке поступление техногенного осадочного материала в русло Инсара осуществляется не только со сточными водами южной и центральной промышленных зон, но и с поверхностным стоком (особенно с талым) с городской территории.

Участок русла Инсара непосредственно ниже ГОС, протяженностью около 6–7 км (участки опробования V–VI), характеризуется особенно интенсивным проявлением техногенного осадконакопления, что связано с усиленным поступлением осадочного материала с ГОС (в составе сточных вод, при аварийных сбросах и т. д.). Именно в его пределах наблюдаются наиболее значительные (как по вертикальной мощности, так и по занимаемой площади русла) скопления типичных техногенных илов, отличающихся очень высокими концентрациями многих химических элементов, что определяет чрезвычайно высокий уровень техногенного загрязнения (значения Z_C уменьшаются с 358 в начале участка до 318 в его конце) и его очень опасную степень санитарно-токсикологической вредности ($Z_{CT} = 170$). В пространственном отношении отмечается незначительное и постепенное снижение уровней содержания поллютантов вниз по руслу. Накопление илов в русле реки в существенной мере определяется гидравлическим осаждением поступающего осадочного материала, в меньшей степени процессами коагуляции, флокуляции, соосаждения растворенных в речной воде веществ. Этот участок может рассматриваться как своеобразный источник поступления техногенного осадочного материала, включающегося в русловую миграцию при аварийных сбросах сточных вод, в периоды паводков и половодий. Кроме того, мощные скопления техногенных илов, обладающие определенной стратификацией, являются вторичными источниками поступления многих поллютантов непосредственно в водную массу.

Далее следует участок русла (~ 14–18 км), в пределах которого также наблюдается достаточно интенсивное накопление техногенных илов и, в существенной мере, процессы их вторичного переотложения (участки VII–VIII). Это проявляется в увеличении в илах доли песчанистых фракций (за счет большего участия в сложении толщи техногенных илов природного материала)

и, как следствие, в некотором изменении их петрохимического состава (увеличение содержания кремнезема, снижение количества органических веществ). Это обуславливает как перегруппировку химических элементов в составе выделяемых для этого участка техногенных геохимических ассоциаций, так и закономерное снижение в донных отложениях концентраций многих химических элементов вниз по руслу. Тем не менее уровни содержания многих химических элементов достаточно высоки, что определяет очень высокий уровень техногенного загрязнения ($Z_C = 186\text{--}220$) и его опасную степень санитарно-токсикологической вредности ($Z_{CT} = 95\text{--}100$).

В пределах следующего участка русла Инсара (участок IX, протяженность порядка 25–30 км) процессы трансседиментации и вторичного преобразования техногенных илов проявлены еще более резко, что приводит к заметному снижению уровней содержания многих химических элементов, к их более неоднородному пространственному распределению. Относительно интенсивные техногенные аномалии наблюдаются только для олова – одного из главных элементов геохимических ассоциаций ОСВ и ВСВ. Здесь наблюдается высокий уровень загрязнения (близкий к среднему, $Z_C = 31$) и его умеренная степень санитарно-токсикологической вредности ($Z_{CT} = 19$).

Участок речной сети, начиная от створа с. Пушкино (участок X) и практически до опорного створа на р. Алатырь (район г. Ардатова), может быть охарактеризован как зона относительно умеренного техногенного осадконакопления с выраженными вторичными преобразованиями и трансседиментацией техногенных илов, характеризующихся уже большей долей природной компоненты и пониженными (по сравнению с предыдущим участком) содержаниями химических элементов. Это определяет средний уровень техногенного загрязнения ($Z_C = 16\text{--}23$) и умеренную степень санитарно-токсикологической вредности ($Z_{CT} = 10\text{--}19$). Как правило, вниз по руслу происходит постепенное уменьшение значений K_C , Z_C , Z_{CT} . Самая дальняя часть этого участка может считаться нижней границей зоны техногенного аллювиального седиментогенеза, общая протяженность которой составляет около 150 км.

Река Нура

Анализ геоморфологических особенностей русла р. Нуры на отрезке от г. Темиртау (от плотины Самаркандского водохранилища) до п. Самарка, характера распределения ртути в русловых отложениях (в техногенных илах) и распределения илов по площади русла позволяет выделить в

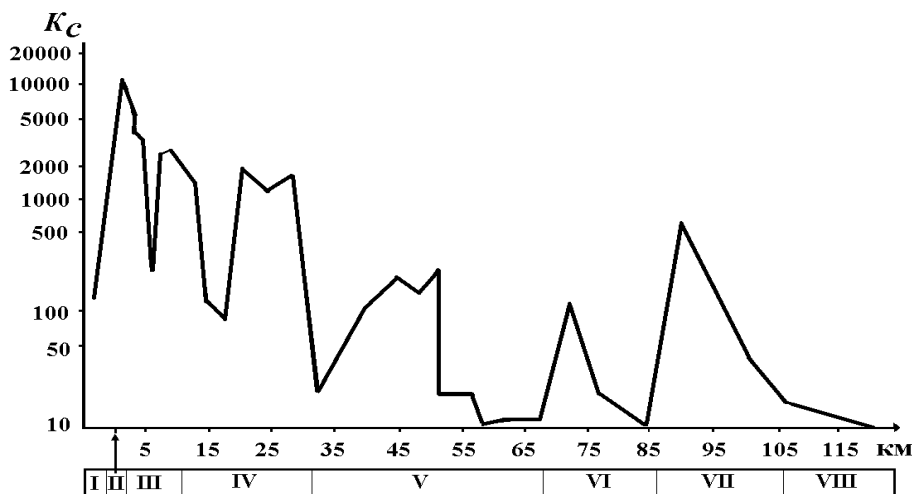


Рис. 78. Ртуть (в K_C) в русловых отложениях р. Нуры (I–VIII – выделяемые участки) [676].

структуре фиксируемой зоны техногенного осадконакопления ряд характерных участков: I – русло реки от плотины Самаркандского водохранилища до устья Главной канавы сточных вод; II – Главная канава сточных вод (ГКС); III – от устья ГКС до с. Гагаринское; IV – от с. Гагаринское до п. Ростовка; V – от п. Ростовка до Интумакского водохранилища; VI – зона Интумакского водохранилища; VII – от

Интумакского водохранилища до Самарского водохранилища; VIII – ниже п. Самарка (рис. 78) [673, 676, 726]. В целом этот отрезок Нуры характеризуется интенсивными техногенными анома-

лиями ртути в илах, которые стабильны по протяженности, площади русла и в толще самих отложений.

Участок I (от плотины Самаркандского водохранилища до устья ГКС) характеризуется наличием в русле значительных по площади зон скопления техногенных илов, максимальная мощность которых достигает 1,2 м. Характерной особенностью русла на данном участке является ярко выраженная пестрота литологического состава выстилающих его отложений. Наблюдается чередование песчано-гравийно-галечной массы, разнотельных песков, илистых песков, техногенного ила. Это связано с чрезвычайно нестабильным гидродинамическим режимом водотока, обусловленного периодическими попусками воды из водохранилища и поступлением поверхностного стока с городской территории. Поступление загрязненных вод из водохранилища и поверхностного стока (дождевого и талого) – основная причина формирования техногенных аномалий ртути, концентрации которой в илах в среднем в 170 раз выше фона; K_C в отдельных точках достигает 2273 (табл. 258). Обращают на себя внимание и достаточно высокие концентрации ртути в русловых песках, что, по-видимому, связано с сорбцией ртути на крупных фракциях и наличием илистого наполнителя в песчаных отложениях. Существующая пестрота литологии руслообразующих наносов обуславливает очень высокую вариабельность распределения ртути по площади русла (коэффициент вариации составляет около 330%). Тем не менее общий уровень загрязнения достаточно высок, о чем свидетельствует тот факт, что на этом отрезке русла (длиной 4 км) присутствует 0,69 т ртути.

Главная канава стоков (ГКС) практически на всем протяжении заполнена техногенными илами. Их вертикальная мощность в ее нижней части, даже несмотря на сильное течение, достигает 1,8 м. Уровни содержания ртути в более чем 50% проб находятся в пределах экстремально высоких значений (100–600 мг/кг), превышая фон в тысячи раз (табл. 259). Как правило, верхние слои (до 20–30 см) илов стабильно характеризуются концентрациями ртути в 100–200 мг/кг на всем протяжении канавы, редко достигая 300–600 мг/кг. Более низкие уровни (7–40 мг/кг) чаще встречаются в слое 30–60 см, а книзу концентрации ртути, достаточно резко и незакономерно варьируясь, возрастают до 300–600 мг/кг. Очевидно, что более резкое концентрирование ртути в нижних слоях илов обусловлено тем, что их образование приходилось на тот период, когда сброс ртути в водоток был особенно велик (в 1960–1970-е гг.).

Таблица 258. Распределение ртути и техногенных илов в русле р. Нуры на участке выше Главной канавы стоков [676] *

Показатель	Техногенные илы	Пески	Отложения в целом
Ртуть, мг/кг, среднее (пределы)	7,5 (0,5–100)	1,0 (0,3–4)	6,8 (0,3–100)
K_C , средний (пределы)	170 (11–2273)	23 (7–91)	155 (7–2273)
Доля отложений от площади русла в створе, %	48	52	100
Максимальная мощность отложений, см	120	–	–
Количество ртути, т **	0,54	0,15	0,69

* Фоновое содержание ртути в типичном русловом аллювии р. Нуры (верховья) – 0,044 мг/кг.

** Здесь и далее для илов с учетом всей их массы, для песков – в верхнем 0–20 см слое.

Таблица 259. Распределение ртути в техногенных илах Главной канавы стоков [676]

Показатель	Значение
Ртуть, мг/кг, среднее (пределы)	103 (7–600)
K_C , средний (пределы)	2341 (159–13636)
Максимальная мощность илов, см	180
Количество ртути, т *	1,18

* При средней мощности илов 50 см.

Участок III (от ГКС до с. Гагаринского), протяженностью около 10 км, отличается максимальным уровнем загрязнения русла ртутью (табл. 260). Одновременно это и зона наиболее интенсивного отложения техногенных илов (см. рис. 78). Так, здесь техногенные илы выстилают от 44% (ярко выраженный перекал) до 98% площади русла. В среднем на участке около 78% площади русла выстлано техногенными илами. Их максимальная вертикальная мощность колеблется от 60 см до 340 см, составляя в среднем около 184 см. Полученные данные показывают, что средние

концентрации ртути в илах на разных створах изменяются от 100 до 560 мг/кг ($K_C = 2272-12726$); максимальные уровни достигают значений в 2000–3000 мг/кг (0,2–0,3%). Интенсивность загрязнения такова, что даже в песчаных отложениях фиксируются интенсивные аномалии ртути.

Таблица 260. Распределение ртути и техногенных илов в русле р. Нуры на участке III [676]

Створ (расстояние от ГКС, км)	Среднее содержание ртути, мг/кг (K_C)				Максимальная мощность илов, см	Доля илов от площади русла, %	Кол-во ртути в отложениях, т
	техногенный ил	песок	среднее для всех отложений	коэффициент вариации, %			
2 (0,5)	129 (2932)	7 (159)	100 (2272)	69	60	63	0,65
3 (1,1)	560 (12727)	100 (2272)	550 (12500)	195	200	60	8,1
4 (1,4)	460 (10455)	10 (227)	440 (10000)	86	150	50	4,25
5 (2,6)	293 (6659)	10 (227)	290 (6591)	341	340	96	20,9
6 (2,9)	250 (5682)	10 (227)	240 (5455)	70	140	98	4,9
7 (3,2)	185 (4204)	5 (114)	180 (4091)	44	180	98	2,9
8 (4,4)	164 (3727)	4,3 (98)	140 (3182)	53	200	50	7,05
9 (5,4)	11,1 (252)	2,5 (57)	8,4 (131)	84	145	44	0,18
10 (7,1)	100 (2272)	1 (23)	100 (2772)	74	240	98	20,1
11 (9,0)	127 (2886)	5,3 (120)	97 (2205)	106	180	80	15,25
Среднее	228 (5182)	15,5 (352)	215 (4886)	112	184	78	84,28

По мере удаления от источника при общем высоком уровне и на фоне незакономерной вариации прослеживается тенденция к определенному снижению концентраций как в илах, так и в песках. Если мощность илов составляет не более 40–60 см, то пространственное распределение ртути в их толще достаточно однородное. При большей их мощности (> 1–1,5 м) ее вертикальное

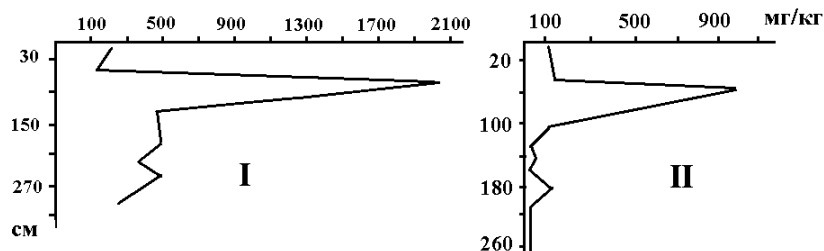


Рис. 79. Вертикальное распределение ртути в техногенных илах на створах 4 (I) и 5 (II) [676].

распределение может быть разнообразным. Так, очень часто максимальные уровни (до 1000–2000 мг/кг) отмечались в слое 60–90 см (рис. 79). В других случаях может отмечаться постепенное убывание концентраций ртути от слоя 0–50 см книзу, либо наоборот – резкое увеличение в нижних горизонтах илов.

По всей видимости, фиксируемая неоднородность вертикального (как и площадного) распределения ртути в толще илов отражает достаточно сложный процесс их накопления в русле реки, сопровождающийся постоянным переотложением, различными диагенетическими процессами и изменениями и т. д. С точки зрения потенциального воздействия илов на водную фазу особую опасность представляет практически повсеместная значительная обогащенность ртутью их верхней, наиболее активной части, поскольку это не исключает не только выделение ее растворенных форм (из иловых вод) в водную толщу при различных физико-химических изменениях, но поступление связанного с наносомами металла при механическом воздействии водного потока на подстилающие отложения. Ориентировочно запасы ртути в донных отложениях на данном участке реки оцениваются примерно в 84,3 т, причем подавляющая ее часть связана с техногенными илами. Интенсивность загрязнения данного участка р. Нуры на один–два порядка превышает известные в мире экологические ситуации, связанные с воздействием ртути и описанные в литературе.

В общей структуре руслоформирующих наносов на участке IV (от с. Гагаринского до п. Ростовка) или занимают уже заметно меньшую долю, нежели на предыдущем (табл. 261). Однако следует отметить, что некоторые створы опробования (№ 14 и 18) были заложены на типичных перекатах, сложены песчано-гравийными наносами. Тем не менее техногенные аномалии ртути проявились достаточно резко как в илах, так и в песках. Так, даже на удалении от основного источника загрязнения в 20–30 км в донных отложениях причем на значительных участках русла фиксируются очень высокие уровни этого металла (до 100–200 мг/кг). Более того, на данном

участке Нуры широко развиты довольно крупные затонины, заполненные мощной (до 1,5 м) толщей илов. В частности, в районе створа 14, в пределах которого развиты в основном песчаные отложения с относительно невысокими содержаниями Hg, в илах одной из таких затонин, особенно в верхних 50 см, фиксировались концентрации Hg до 100 мг/кг. Заметное, в отдельных случаях преобладающее участие типичных русловых песков (хотя и включающих илистый наполнитель) в строении и ярко выраженная литологическая пестрота русла способствуют резкому возрастанию площадной неоднородности в распределении ртути. Еще более резко выражена вертикальная неоднородность, когда даже в пределах одного створа практически в соседних точках опробования отмечается принципиально разный характер распределения ртути в толще илов (рис. 80). Запасы ртути в русловых отложениях на этом отрезке реки оцениваются примерно в 42,8 т.

Таблица 261. Распределение ртути и техногенных илов в русле р. Нуры на участке IV [676]

Створ (расстояние от ГКС, км)	Среднее содержание ртути, мг/кг (K_c)				Максимальная мощность илов, см	Доля илов от площади русла, %	Кол-во ртути в отложениях, т
	техногенный ил	песок	среднее для всех отложений	коэффициент вариации, %			
12 (12,5)	65 (1477)	1 (23)	62 (1409)	129	240	71	21,3
13 (14,5)	6,1 (133)	0,5 (12)	3 (68)	298	60	32	0,14
14 (17,6)	4,1 (93)	0,5 (12)	1,7 (39)	216	20	15	0,1
15 (20,6)	100 (2272)	0,8 (18)	46 (1045)	106	120	64	13,6
16 (23,8)	54 (1227)	15 (341)	50 (1136)	87	120	26	4,6
17 (28,8)	82 (1863)	0,46 (11)	41 (932)	314	90	30	3,0
18 (31,9)	1 (23)	0,5 (12)	0,7 (16)	22	40	42	0,1
Среднее	44,6 (1014)	2,7 (61)	29,2 (664)	167	99	40	42,84

Участок V (от п. Ростовка до верховьев Интумакского водохранилища) по уровням содержания ртути разделяется на три зоны, обусловленных особенностями руслового процесса в пределах каждой из них. Это неплохо фиксируется по осредненным данным распределения ртути и илов по руслу. В начале этого участка техногенные илы слагают существенную часть русла (табл. 262),

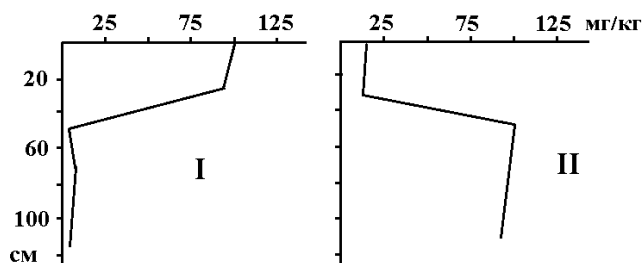


Рис. 80. Вертикальное распределение ртути на створе 16 (расстояние между вертикалями опробования I и II составляет 6 м) [676].

отличаясь интенсивными аномалиями ртути (в десятки и сотни раз выше фона). Следующая зона (створы 23–28) характеризуется явным преобладанием русловых эрозионных процессов, что способствует разубоживанию и выносу техногенного вещества и, соответственно, приводит к «затуханию» техногенных аномалий. Коэффициенты концентрации ртути составляют в среднем 16–25, причем в песчаных разновидностях аллювия они даже могут быть несколько выше. Последнее объясняется наличием в песках илистого наполнителя. Это, в свою очередь, подтверждает активное размывание техногенных илов и их вторичное переотложение («рассеивание») по всему руслу реки на рассматриваемом участке. В конце описываемого участка реки ее долина заметно расширяется, русло разбивается на две самостоятельные протоки, что отражается в интенсификации процессов аккумуляции переносимых наносов (створ 29). Для этой зоны характерно развитие широкой, болотистой поймы, сложенной с поверхности илистым материалом с уровнями ртути в 10–25 раз выше фона. В структуре отложений, выстилающих русло реки, заметно преобладают техногенные илы, достигающие мощности до 50–60 см. Заметно увеличены и уровни содержания ртути. Общая масса ртути в отложениях реки на участке V оценивается примерно в 7,4 т.

Участок VI включает в себя Интумакское водохранилище. Верхняя его часть представляет собой сложную систему хаотично чередующихся протоков, отмелей и островов, сильно заросших растительностью. Здесь создаются благоприятные условия для аккумуляции переносимых рекой илистых наносов, причем на значительной по площади территории. И действительно, большая

часть отмелей и островов сложена с поверхности маломощными наилками и тонкими илистыми песками, в которых фиксируются повышенные концентрации ртути (табл. 263).

Таблица 262. Распределение ртути и техногенных илов в русле р. Нуры на участке V [676]

Створ (расстояние от ГКС, км)	Среднее содержание ртути, мг/кг (K_C)				Максимальная мощность илов, см	Доля илов от площади русла, %	Кол-во ртути в отложениях, т
	техногенный ил	песок	среднее для всех отложений	коэффициент вариации, %			
Зона I							
19 (39,4)	57 (130)	0,9 (20)	46 (1045)	213	90	59	4,7
20 (44,5)	10,7 (243)	0,4 (9)	7,7 (175)	114	120	34	1,0
21 (48,2)	7,5 (170)	0,48 (11)	5,2 (118)	210	80	27	0,18
22 (51,2)	13,2 (300)	0,61 (14)	6,5 (147)	334	60	74	1,08
Среднее	21,9 (498)	0,6 (13,6)	16,4 (373)	218	88	49	6,96
Зона II							
23 (51,5)	1 (23)	0,33 (7,5)	0,95 (21)	15	20	4	0,002
24 (56,6)	1 (23)	0,33 (7,5)	0,58 (13)	7	10	4	0,03
25 *	1 (23)	0,37 (8)	0,68 (15)	73	30	25	0,005
26 (58)	0,5 (12)	0,4 (9)	0,41 (9)	8	20	9	0,015
27 (61,5)	0,6 (14)	0,14 (3)	0,34 (8)	88	60	11	0,1
28 (67,5)	0,6 (14)	1,1 (25)	1 (23)	130	40	24	0,15
Среднее	0,78 (18)	0,55 (12,5)	0,66 (15)	54	30	13	0,27
Зона III							
29 (72,5)	2,6 (57)	1,6 (36)	2,3 (52)	59	60	56	0,27
Участок V							
Среднее	8,7 (198)	0,66 (15)	6,5 (147)	103	54	30	7,38

* Устье р. Шерубайнуры.

Таблица 263. Ртуть в донных отложениях Интумакского водохранилища [676]

Место отбора проб	Характеристика	Среднее, мг/кг (K_c)	Пределы, мг/кг (K_c)
Верховье	Наиллок	1,13 (26)	1–2 (23–26)
	Пески тонкие илистые	0,66 (15)	0,35–0,90 (8–20)
Нижняя часть	Наиллок	0,32 (7)	0,15–0,40 (3–10)
	Пески тонкие	0,046 (1)	0,02–0,08 (0,5–2)
	Сухая корка из водорослей *	0,6 (12)	0,5–0,7 (10–14)

* Фоновое содержание ртути – 0,05 мг/кг сухой массы.

В нижней части водохранилища донные наносы в значительной мере формируются за счет сработки берегов и представляют собой хорошо отмытые пески с фоновыми уровнями ртути. Однако в маломощных (до 3–5 см) наилках, развитых на прибрежных отмелях, уровни ртути превышают фоновые в 3–10 раз, явно указывая на их техногенное происхождение. Интумакское водохранилище, по всей видимости, является одним из главных «перехватчиков» транспортируемого рекой твердого материала. Высокие уровни ртути, обнаруживаемые в илистых отложениях, указывают на существенную техногенную нагрузку на данный водоем. Это подтверждается и анализом сухих остатков отмерших планктонных водорослей с прибрежных отмелей, в которых фиксируются очень высокие (в 10–14 раз выше фона) уровни ртути, что указывает на активное биопоглощение этого металла планктонными организмами и не исключает вероятность процессов метилирования, одновременно создавая угрозу накопления ртути в пищевых цепях водохранилища. Общая масса ртути в донных наносах этого водоема оценивается в 0,4–0,5 т.

Особенности распределения ртути в донных отложениях реки в пределах участка VII (от Интумакского водохранилища до п. Самарка) наглядно свидетельствуют о масштабах загрязнения р. Нуры (табл. 264). Данный отрезок реки обладает очень сложным геоморфологическим строением, отличаясь наличием протоков, стариц, затонин, излучин, что способствует аккумуляции техногенного материала. Встречаются участки русла, где днище более чем на 90% выстлано илами с содержаниями ртути в сотни раз выше фона. Даже там, где русло практически полностью выстлано типичным речным аллювием, встречаются линзы и скопления илов, в которых уровни ртути во много раз выше фона. Характерно, что и в песках ее содержания также велики. При небольшой

мощности илов (в среднем 20–30 см, реже 70–120 см) какой-либо видимой дифференциации концентраций ртути в их толще не прослеживается. В отдельных случаях может фиксироваться слабо выраженная тенденция к некоторому относительному обогащению ртутью слоя 20–40 см, реже 40–60 см. Количество ртути, содержащееся в отложениях на данном участке реки, может быть оценено очень приблизительно – примерно в 9,3 т. Однако более важен тот факт, что даже на таком значительном удалении от основного источника загрязнения контрастность техногенных аномалий по-прежнему очень велика, а содержание ртути в отдельных случаях даже выше, нежели на участке реки перед Интумакским водохранилищем.

Таблица 264. Распределение ртути и техногенных илов в русле р. Нуры на участке VII [676]

Створ (расстояние от ГКС, км)	Среднее содержание ртути, мг/кг (K_c)				Максимальная мощность илов, см	Доля илов от площади русла, %	Кол-во Hg в отложениях, т
	техногенный ил	песок	среднее для всех отложений	коэффициент вариации, %			
30 (90,5)	35 (795)	0,4 (9)	34 (727)	51	60	95	9
31 (95,5)	7,9 (180)	0,63 (14)	2,9 (66)	351	30	8	0,16
32 (100,5)	2,5 (57)	1,2 (27)	1,2 (27)	65	20	8	0,1
33 (105,5)	0,8 (18)	0,05 (1,1)	0,47 (11)	115	120	15	0,05
Среднее	11,6 (26)	0,57 (13)	9,6 (219)	145	58	31	9,31

По всей видимости, рассматриваемый отрезок русла представляет собой своеобразную геоморфологическую «ловушку» для значительной части транспортируемого рекой материала, обогащенного ртутью. Следует ожидать, что ниже по течению контрастность аномалий должна заметно снижаться, а в структуре донных наносов будут преобладать песчаные отложения. Действительно, ниже п. Самарка русло реки в значительной степени сложено песчаными и песчано-гравийно-галечными отложениями с фоновыми концентрациями ртути. Лишь на прирусловых отмелях встречаются маломощные наилки, в которых фиксируются слабые аномалии ртути. По мере удаления они постепенно «затухают», а уровни содержания ртути в илистых отложениях приближаются к фоновым.

Таким образом, результаты геохимического изучения донных отложений (техногенных илов) свидетельствуют о чрезвычайно сильном, экстремально высоком и экологически критическом уровне загрязнения водной системы р. Нуры ртутью. Зона влияния города прослеживается более чем на 100 км. Интенсивность техногенных аномалий очень велика, а техногенные потоки ртути стабильны по протяженности, площади русла и в толще самих отложений. Структурно-морфологические особенности потоков рассеяния определяются прежде всего мощностью источника загрязнения и во многом связаны с русловой дифференциацией наносов, что определяет неоднородную структуру техногенных аномалий в водотоке, то есть зон загрязнения, а также обуславливает тот факт, что в строении потоков рассеяния выделяется ряд участков с характерным лишь для них распределением элементов. Это подтверждается особенностями поведения ртути в техногенных илах в зонах влияния других источников загрязнения [63, 676].

Как уже отмечалось, в связи с резким уменьшением водности Нуры (из-за существенного уменьшения подачи воды по каналу Джекказган-Караганда в середине 1990-х гг.) резко снизился уровень воды в реке и уменьшились многие другие морфометрические характеристики русла. Это привело к тому, что значительная часть техногенных илов, основная масса которых аккумулировалась у берегов, оказалась на дневной поверхности. Как правило, максимальные мощности (по вертикали) и наибольшие объемы таких отложений (прирусловых техногенных илах) встречаются на удалении (по латерали) от современного уреза воды в 1–3 м, в основном в пределах низкой пойменной террасы, которая несколько лет назад являлась частью русла. Распределение ртути в прирусловых илах (по результатам опробования 1997 г.) показано на рис. 81. Общая масса ртути, аккумулированная в прирусловых илах, оценивается примерно в 65 т (табл. 265).

Определенную разновидность илов составляют техногенные отложения, развитые в бортах и понижениях надпойменной террасы, в старицах, в затонах и затонинах, на островах, прирусловых отмелях. Русло Нуры отличается развитием побочней, кос, осередков, обуславливающих формирование русловой многорукавности. Наличие прибрежных отмелей (побочней) определяет разви-

тие затонин (тупиковых частей плесовых лощин), а развитие русловой многорукавности (проток и рукавов) – затонин (незанесенная отложениями часть протока), отличающихся более спокойным водным режимом и аккумулирующих илы. Развитию затонин и т. п. способствовало резкое снижение

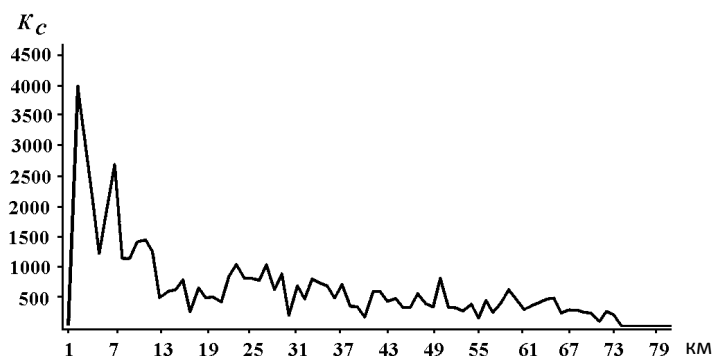


Рис. 81. Ртуть в прирусловых техногенных илах р. Нуры (съемка 1997 г.) [726].

уровня воды в реке в последние несколько лет. По результатам исследований 1997–1998 гг. масса ртути, аккумулированная в илах, приуроченных к указанным формам флювиального рельефа, составляет около 4 т (на участке русла протяженностью примерно в 70 км ниже г. Темиртау) [936, 937]. Необходимо отметить, что по сравнению с фоновым русловым аллювием техногенные илы заметно обогащены также другими химическими элементами, особенно в ближней к г. Темиртау

зоне. Здесь в илах в повышенных концентрациях присутствуют Li, Ti, V, Co, Mo, Bi (K_c относительно фона находится в пределах 1,5–2, иногда больше), Ba (1,5–3), Cu (2–3), Zn и Sn (2–5), Sr и Pb (5–10), W (10–15), As и Ag (3–30). Как правило, наиболее высокие концентрации элементов типичны для средней (по вертикали) части илов.

Таблица 265. Ртуть в прирусловых илах р. Нуры (по результатам съемки 1997 г.) [726]

Секция речной долины	Hg, среднее, мг/кг		Объем илов, м ³			Количество (запасы) Hg, т		
	Правый берег	Левый берег	Правый берег	Левый берег	Общее	Правый берег	Левый берег	Общее
1	77,30	60,34	59611	58413	118024	3,024	3,072	6,096
2	91,89	75,08	452093	216667	668760	28,010	10,757	38,767
3	49,02	40,71	172784	141055	313839	5,712	4,154	9,866
4	19,21	26,13	64327	136947	201274	0,824	2,422	3,246
5	33,96	37,04	46023	108486	154509	0,867	2,578	3,445
6	38,46	21,22	23798	23075	46873	0,650	0,379	1,029
7	24,45	38,17	15308	22408	37716	0,210	0,507	0,717
8	22,62	12,99	4589	8187	12776	0,077	0,102	0,179
9	9,61	13,32	1430	6240	7670	0,028	0,092	0,120
10	19,74	19,17	6065	88482	94547	0,063	1,013	1,076
11	21,30	14,32	15013	17414	32427	0,273	0,222	0,495
12	19,85	< 0,01	10270	1	10271	0,162	< 0,000	0,162
13	5,12	6,50	2228	3198	5426	0,036	0,031	0,067
14	4,53	5,52	747	307	1054	0,009	0,002	0,011
15	< 0,01	0,034	1	12085	12086	< 0,000	0,001	0,001
Итого			~ 873540	~ 842966	~ 1716506	~ 40	~ 25	~ 65

Реки горнорудных районов

В горнорудных районах в речных отложениях формируются интенсивные, комплексные по составу и достаточно протяженные техногенные геохимические аномалии, своими характеристиками существенно отличающиеся от природных (рудогенных) аномалий. Особенности концентрирования и распределения химических элементов в речных отложениях горнорудных районов рассмотрим на основе материалов, полученных на реках Северной Осетии [506, 576, 678, 779, 822, 825, 826] и Кабардино-Балкарии [506, 545].

В пределах Северной Осетии металлические полезные ископаемые обособляются в три субширотных пояса: полиметаллический, расположенный в пределах Северо-Юрской депрессии, медный и медно-полиметаллический (колчеданный пояс), приуроченный к северной и центральной

ной частям Центрального поднятия и редкоземельный, в зоне Южного склона. Наибольшее значение имеют полиметаллические месторождения (цинка, свинца и сопутствующих металлов – висмута, золота, кадмия, серебра и др.) [117, 629] (рис. 82), которые образуют три основных рудных поля: Садонское, Фиагдонское, Бу-

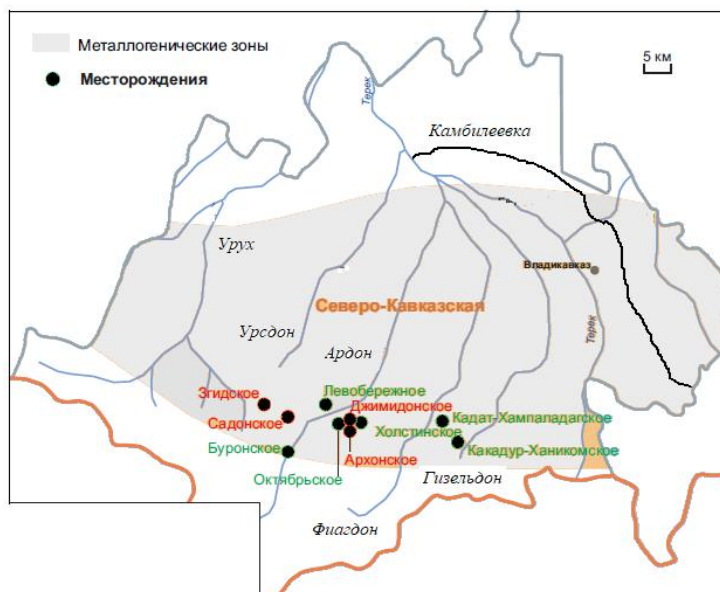


Рис. 82. Основные полиметаллические месторождения Северной Осетии.

ронское. Садонское рудное поле включает месторождения и рудопроявления (Фаснал, Згид, Садон, Бачита, Октябрьское, Холетинское, Джими и др.) жильного типа. В большинстве случаев образованы серии рудных жил, не выдержанных ни по мощности, ни по падению, ни по простиранию. Например, Садонское месторождение гидротермального типа локализовано в форме кварцевых и кварцево-карбонатных жил и прожилков, с гнездообразными скоплениями сульфидов свинца, цинка, меди и железа [217]. Рудные тела залегают на глубине до 250 м. Форма рудных тел – зоны, жилы, линза, прожилки. Простирание месторождения до

4,5–5 км, падение до 1,5 км. Мощность жил изменяется в пределах 0,2–0,26 м, протяженность 20–50 м и редко превышает ее. Руды локализованы в геологических блоках протяженностью 80–160 м, разобщенных породными интервалами длиной 200–400 м. Главными рудными минералами являются сфалерит, галенит, пирит, пирротин, халькопирит, второстепенными – арсенопирит и марказит, отмечаются прожилки самородного мышьяка. Помимо основных полезных металлов – Pb и Zn – промышленное значение в комплексе имеют Ag, Cd, In, Cu. Фиагдонское рудное поле представлено месторождениями Левобережным, Кадатским, Ханиконским, Какадурским и рядом рудопроявлений. Минеральный состав руд – галенит, сфалерит, пирит, арсенопирит, халькопирит. В рудах, наряду со Pb и Zn, отмечены Sn, Ag, Au, Cd, Bi, присутствуют As и Mo. Буронское рудное поле (месторождения Староцейское, Буронское, Восточное и Лабагомское и около 20 рудопроявлений) расположено в центральной части Горной Осетии в области восточного погружения кристаллического ядра Кавказского мегантиклинория. Основные рудные минералы: пирит, сфалерит, халькопирит, пирротин, галенит. Наряду со Pb и Zn в рудах месторождений содержатся заметные количества Bi, Sn, Cd, Co, Ag, As, In, Ni, Se и Ti. Рудные тела месторождений характеризуются сильной тектонической нарушенностью, что предопределило высокие потери руд при их добыче [175]. На многих месторождениях (Садонское, Згидское, Мизурское, Фиагдонское, Архонское, Холстинское и др.) всегда отрабатывали наиболее богатые участки рудных тел, оставляя в недрах некондиционные руды [217].

Горнорудные предприятия (середина 1980-х гг.) были представлены 5 рудниками (Садонский, Згидский, Холстинский, Архонский, Фиагдонский), входившими в состав Садонского свинцово-цинкового комбината. Промышленная эксплуатация Садонского рудника началась в 1853 г. (за время эксплуатации добыто 7,5 млн. т руды), Згидского – в 1946 г., Холстинского – в 1953 г., Архонского – в 1955 г. (с перерывом 1956–1959), Фиагдонского – в 1960 г. (добыто более 1,1 млн. т руды). В 1984 г. рудниками Садонского свинцово-цинкового комбината добыто руды: Згидский – 139 тыс. т, Садонский – 154 тыс. т, Холстинский – 65 тыс. т, Архонский – 164 тыс. т, Фиагдонский – 129 тыс. т. В составе Садонского свинцово-цинкового комбината действовало 2 обогатительных фабрики – Мизурская (с 1896 г., первоначальная мощность – 30 тыс. т руды/год, в середине 1980-х гг. – более 550 тыс. т/год) и Фиагдонская (с 1970 г., мощность 150 тыс. т руды/год). Извлечение свинца после обогащения руд достигало 80–82%, цинка – 82–84, серебра – около 60,

кадмия – около 56, висмута – около 30% [217]. Большая часть неизвлеченных металлов поступала в хвостохранилищах. В хвостах Мизурской обогатительной фабрики концентрации цинка составляют 0,15–0,25%, свинца – 0,13–0,19%; в жидкой осветленной фракции – цинка 340 мкг/л, свинца 5000 мкг/л [229]. В хвостах Фиагдонской ОФ уровни цинка составляют 0,18–0,24%, свинца – 0,18–0,24%, в жидкой осветленной фракции – цинка – 3240 мкг/л, свинца – 540 мкг/л. В обоих хранилищах на площади около 120 га размещено около 3 млн. т отходов. В горнорудных районах Северной Осетии также размещено до 0,3–0,6 млн. т отходов разведочных работ. По сообщению [229], в отходах (общей массой более 7 млн. т.) добычи, обогащения и производства металлов в пределах Северной Осетии (на площади более 250 га) накоплено более 350 т ртути, 8000 т мышьяка, 4700 т селена, 26000 т меди, 25000 т цинка и 60000 т цинка. За многие годы эксплуатации месторождений рудоносные блоки на отдельных участках рудного района обрушены с выходом на поверхность зон обрушения и оседания диаметром до 70 м [217]. Зоны обрушения являются проводниками водных масс, которые выщелачивают оставшиеся руды. Высокие потери руд, до 40% от исходных запасов, температура 30–50⁰С и достаточное количество воды и воздуха приводят к постоянному окислению сульфидов и к их непрерывному изменению и растворению растворами сквозного трещинного и инфильтрационного происхождения. Концентрация металлов в рудничных стоках, поступающих в р. Ардон, превышала ПДК по свинцу в 40–50 раз, по цинку – в сотни раз. В процессе добычи и переработки полезных ископаемых, в том числе и повторной, многие минеральные виды, особенно сульфиды и карбонаты, находясь в зоне окисления и подвергаясь выщелачиванию и выносу в горные речные системы, будут способствовать укрупнению и усилению старых или же формировать новые мощные очаги загрязнения. Дополнительными источниками являются процессы эолового и водного выноса поллютантов с хвостохранилищ. В результате обогащения руд получали свинцовый и цинковый концентраты и отходы обогащения («хвосты», складируемые в хвостохранилищах). В середине 1980-х гг. концентраты направлялись во Владикавказ на завод «Электроцинк» (цинк, свинец, кадмий, серная кислота); здесь расположен завод «Победит» (производство тяжелых и твердых сплавов на основе вольфрама и молибдена). В отвалах заводов, складированных на открытой площадке площадью 5 км², к настоящему времени накоплено около 3 млн. т твердых отходов с высокими концентрациями многих металлов [229].

Главной рекой Северной Осетии является Терек, который берёт своё начало за пределами Республики, в ледниках горы Зилга-хох на высоте 2713 м и имеет длину примерно 600 км (в том числе на территории Северной Осетии — 110 км) [1, 479]. У Терека имеется множество притоков, из которых наиболее крупными являются Урух, Ардон, Камбилеевка, Гизельдон. Ардон, левый приток Терека, образуется от слияния рек Мамисондон, Нардон, Адайком и Цмиакомдон, которые в свою очередь берут начало в ледниках Главного Кавказского хребта. Длина Ардона – 102 км, площадь бассейна – 2700 км². До выхода на предгорную Осетинскую равнину река течёт по глубокому Алагирскому ущелью. В ущелье Ардона и его притоков расположено Садонское рудное поле (месторождение свинцово-цинковых руд) и посёлки городского типа Бурон, Садон, Верхний Згид, Мизур и Холст. Питание рек бассейна Ардона смешанное (ледниковое, снеговое, грунтовое, дождевое). Минерализация воды притоков Ардона в горной части варьируется в от 40 (Коссайдон) до 195 мг/л (Садонка), собственно Ардона до выхода из ущелья – 132–184 мг/л, у с. Ниж. Бираганг – до 380 мг/л [461]. Одним из притоков (правых) Ардона, в бассейне которого имеются рудные месторождения, является р. Кутардон. Река Уналдон, в верховьях которой находится рудник Холст и поисково-разведочные штольни полиметаллических месторождений – Джими, Уарахком, Хороновское, а также поля рассеяния сульфидов рудопоявлений Сухой Лог, Ахшартырахское, Верхнеунальское и Крутое, собирающая стоки с отвалов Холстинского и Джимидонского ущельев, содержит в аллювии и взвеси повышенные концентрации тяжелых металлов. Унальское хвостохранилище было создано в 1968 г. для хранения отходов обогащения полиметаллических руд Мизурской обогатительной фабрики, накопление отходов переработки происходило до 2004 г. [173]. Хвостохранилище Мизурской обогатительной фабрики расположено в центральной части Алагирского района в долине р. Ардон, на ее левом берегу между селениями Унал и Зинцар, в 8 км к северо-востоку от Мизурской обогатительной фабрики (пос. Мизур). Хвостохранилище относится к сооружениям пойменного типа, по способу заполнения – к намывному. Хвостохранилище

односекционное и предназначенное для складирования отходов переработки свинцово-цинковых руд, отстоя и осветления воды, сбрасываемой в р. Ардон. Площадь хвостохранилища – 22,5 га. Общее количество отходов оценивается величиной до 4,1 млн. т.

Фиагдон образуется от слияния рек Дзамарашдон и Бугультадон, берущих начало от ледников гор Тепле и Сурхбарзонд, протекает по Куртатинскому ущелью. Длина реки 75 км, площадь водосбора около 400 км². Водный режим реки характеризуется выраженными зимней меженью, когда таяние ледников прекращается, и весенне-летним половодьем. Наличие в пределах водосбора реки полиметаллических месторождений и проявлений (Какадур-Ханикомское, Кадат-Хампаладагское и др.) обуславливает несколько повышенные уровни ряда химических элементов (Pb, Cu, Zn, Bi, Sn) в речных отложениях. В низовьях правого притока Фиагдона – р. Ханикомдон – расположено хвостохранилище Фиагдонской ОФ [173]. Оно занимает территорию долины реки от устьевой ее части до участка в 500 м ниже с. Горный Дзуарикау. Хвостохранилище относится к сооружениям пойменного типа, по способу заполнения – к намывному. Хвостохранилище односекционное и предназначенное для складирования отходов переработки полиметаллической руды, отстоя и осветления воды, сбрасываемой в р. Ханикомдон. Общее количество отходов I и II класса опасности к концу 1989 г. (год прекращения работ) оценивается величиной 2382 тыс. т. Емкость хвостохранилища образована в понижении рельефа, приуроченном к участку долины реки Ханикомдон путем создания подпорных сооружений – верхней и нижней ограждающих дамб (плотин). В настоящее время хвосты покрыты изолирующим слоем из привозного несортированного древесно-щебенитого грунта с супесчаным заполнителем, имеющим незначительную мощность (0,2 м). Полезная площадь поверхности хвостохранилища – 93622 м². Общая площадь земельного участка, занятого под сооружения хвостохранилища, составляет 159777 м². В настоящее время существенным фактором, определяющим загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами (Pb, Zn, Cu, Cd), является дефляция с открытой поверхности хвостохранилища. Хвосты представляют собой измельченную горную массу, по гранулометрическому составу близкую к мелкозернистым пылеватым пескам. В сухом состоянии они достаточно легко раздуваются ветром. Камбилеевка, правый приток Терека, берет свое начало в лесистой части северного склона Скалистого хребта, в Тарской котловине, площадь водосбора 954 км², длина 103 км, имеет несколько притоков, один из которых р. Собачья балка (впадает в Камбилеевку на 32,5 км от истока последней). Собачья балка используется для отведения сточных вод промышленных предприятий, в том числе заводов «Электроцинк» (функционирует с 1958 г.) и «Победит». Сточные воды и поверхностный сток с территории этих предприятий обогащены взвешенными веществами (более 4200 мг/л), обладают высокой минерализацией, отличаются высокими уровнями сульфатов, Zn, Cu, Cd и других химических элементов. В середине 1985 г. со стоками заводов в реку поступало до 375 т Zn, 5,6 т

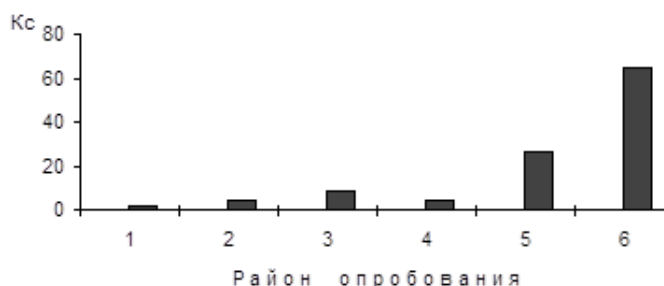


Рис. 83. Свинец во взвешенных формах рек Северной Осетии. Кс – коэффициент концентрации относительно фона; район опробования: 1 – геологоразведочные работы; 2 – “новый” рудник (15 лет); 3 – “старый” рудник (150 лет); 4 – “новая” обогатительная фабрика (15 лет); 5 – “старая” обогатительная фабрика (90 лет); 6 – металлургический завод.

Cd, до 1 т Pb. Подземные воды речных долин используются для водоснабжения. Воды аллювиальных отложений преимущественно гидрокарбонатные кальциевые с минерализацией до 400 мг/л [1]. Вода из рек Фиагдон, Ардон и Камбилеевка используются для орошения сельскохозяйственных угодий. Здесь созданы Фиагдонская оросительная система (около 5000 га, Ардонская (около 6000 га) и Цалыкская (Камбилеевка) – более 9000 га.

Резкое увеличение количества переносимых водотоками взвешенных наносов в горнорудных районах обуславливает ведущую роль транспорта химических элементов во взвешенных формах миграции (рис. 83, табл. 266, 267). Так, разовые гидрохимические опробования рек Сев. Осетии показали, что рудогенные потоки рассеяния характеризуются содержаниями металлов в растворе речных вод в пределах фоновых.

Таблица 266. Химические элементы в воде рек горнорудных районов Северной Осетии (металлы – мкг/л; остальные – мг/л), сентябрь 1984 г.

Место, источник воздействия	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cu			Cd			Hg			Zn	Pb
			P	B	%	P	B	%	P	B	%	B	B
Геологоразведка Рудник Холстинский Устье	0,05	16	17,6	6,4	27	0,5	0,1	17	0,04	0,01	20	34,3	3,2
	0,10	50	20,0	4,1	17	2,5	0,3	11	0,05	0,02	29	23,3	9,6
	0,10	75	14,0	6,4	31	0,5	0,3	38	0,08	0,03	27	178,6	21,3
Выше ОФ 2 км ниже ОФ (15-лет работы) 20 км ниже ОФ		—	8	2,0	20	—	0,1	—	0,04	0,02	33	7,2	2,0
		—	14	6,4	31	—	0,2	—	0,04	0,03	43	180,0	8,5
		—	28	3,4	11	—	0,3	—	0,04	0,02	33	120,0	5,4
Верховья Ниже старых рудника Садонский (150-лет) Ниже Мизурской ОФ (90-лет) Ниже хвостохранилища Створ г. Алагир	<	12	15,2	3,0	16	—	—	—	0,03	0,02	40	16,1	2,4
	0,05												
	0,10	16	14,0	2,4	15	—	—	—	0,04	0,03	43	39,2	20,9
	0,01	24	11,3	7,6	40	0,6	62,5	99	0,05	0,04	44	129,0	63,3
	0,01	18	12,5	5,2	29	0,5	42,5	99	0,04	0,04	50	87,2	23,0
	0,05	20	20,7	4,7	19	—	—	—	0,03	0,05	63	71,2	12,5

Примечание. Формы миграции: Р – растворенные; В – взвешенные, % – доля взвешенных форм от общего содержания; ОФ – обогатительная фабрика; приведены средние значения за 5-дневный период опробования.

Таблица 267. Химические элементы в воде р. Камбилеевка (среднее по трем ежедневным опробованиям; металлы – мкг/л; остальные – мг/л)

Место, источник воздействия	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	Cu			Zn			Cd			Hg			Pb	
				P	B	%	P	B	%	P	B	%	P	B	%	B	V
2 км выше-р. Собачья-балка	0,005	0,05	33,3	8,6	3,6	29	10,0	16,5	62	0,5	0,3	38	0,04	0,06	60	<10	3,8
2 км ниже-р. Собачья-балка	0,430	126	35,0	20,1	149,7	88	42,3	543,2	93	12,1	97,5	89	0,06	2,83	98	10	246,3
20 км ниже-р. Собачья-балка	0,870	10	56,6	9,8	38,6	80	38,0	293,8	89	6,9	17,4	72	0,05	0,88	95	<10	61,1
50 км ниже-р. Собачья-балка	2,500	14	50,0	15,0	10,2	41	20,0	92,6	82	10,0	9,5	48	0,05	0,24	83	<10	14,6
Исток Камбилеевки [541]		0,1															

Примечание. Формы миграции: Р – растворенные; В – взвешенные, % – доля взвешенных форм от общего содержания.

Несколько повышены уровни их растворенных и взвешенных форм металлов на территориях проведения работ. Более интенсивные аномалии, особенно во взвешенных формах, проявляются в районах горнорудных и горно-обогатительных предприятий (особенно в зонах воздействия старых горно-обогатительных фабрик). Самые интенсивные и протяженные аномалии в воде фиксируются в зоне воздействия металлургического завода, где подавляющая часть изученных металлов мигрирует во взвешенных формах. Таким образом, техногенное воздействие приводит к изменению природного (характерного для данного района) соотношения 2-х основных форм миграции металлов – взвешенной и растворенной, прежде всего, за счет увеличения доли взвешенных форм. Это хорошо прослеживается в отношении Cu для горнорудных предприятий и в отношении Cd, Zn и Cu для зоны влияния металлургических заводов. При удалении от источников воздействия наряду с общим снижением концентрации металлов подобные нарушения сглаживаются, главным образом, за счет более интенсивного выведения из потока взвешенного материала. Протяженность потоков рассеяния во взвешенной форме для горнодобывающих и металлургических предприятий составляет 20–30 км, в растворенных формах намного меньше. Безусловно, именно за счет высоких концентраций и значительных масс взвешенных форм элементов и происходит образования интенсивных и протяженных геохимических аномалий в донных отложениях рек. Уровни металлов, протяженность и устойчивость (во времени) техногенных аномалий (особенно во взвеси) возрастают в ряду воздействия «разведка – добыча – обогащение – переработка руд». Существенные изменения наблюдаются в общем составе речных вод. Л.А. Филипповой [600] на одной из малых рек Забайкалья (район оловянно-полиметаллического месторождения) был установлен интенсивный поток рассеяния Pb, Zn, Sn и Ag в речной взвеси, связанный со сбросами с обогатительной фабрики. Концентрации Pb, Zn, Sn во взвеси достигали 0,1%. Высокие концентрации элементов во взвеси фиксировались на протяжении 20 км вплоть до впадения в водоток следующего порядка.

Донные отложения рек горнорудных ландшафтов Северной Осетии отличаются высокими концентрациями целого ряда химических элементов (прежде всего, типоморфных для полиметаллических месторождений) (табл. 268).

Таблица 268. Среднее содержание химических элементов в донных отложениях рек Северной Осетии, мг/кг (выделены элементы, заметно превышающие кларк литосферы)

Элемент	Верховья			Ниже сбросов и обогатительных фабрик		Устьевые участки		Кларк литосферы [92]
	Терек	Ардон	Фиагдон	Ардон	Фиагдон	Ардон	Фиагдон	
Sc	2,3	3	4,5	1,8	5	2	3	10
Mn	710	670	620	1580	570	1320	640	1000
Co	10,2	9,3	14,1	20	13,3	13,4	11	18
Ni	31	17	43	18	43	17	38	58
Cu	34	30	44	150	47	54	38	47
Zn	44	30	80	3800	162	540	24	83
Ga	17	12	13	18	13	14	16	19
As	–	–	–	170	130	–	–	1,7
Sr	48	48	–	32	–	40	–	340
Y	5	6	9	4	9	5	5	29
Zr	79	79	62	107	73	64	84	170
Mo	0,9	0,9	0,9	2,8	0,8	1,4	0,8	1,1
Ag	0,04	0,04	0,06	4,2	0,08	0,6	0,05	0,07
Cd	–	–	–	5	–	–	–	0,13
Sn	3	4,1	4,2	6	3,8	4,8	4,2	2,5
Ba	200	200	280	190	300	780	240	650
Yb	–	–	–	–	0,8	–	–	0,33
Pb	32	31	32	1800	167	840	38	16
Bi	–	–	0,9	4,8	0,8	1,3	–	0,1

Наблюдается направленное увеличение интенсивности и масштабов техногенного загрязнения в ряду воздействия следующих источников: «природные (рудогенные) – геологическая разведка – добыча – обогащение – переработка полиметаллических руд» (табл. 269, 270). Особенно существенно в этом ряду увеличивается протяженность техногенных аномалий (техногенных потоков рассеяния). Так, если прослеженная протяженность природных аномалий (рудогенных пото-

ков рассеяния) составляет, как правило, первые сотни метров, то длина техногенных потоков рассеяния достигает несколько десятков километров. Одновременно резко меняются соотношения между концентрациями элементов, характерные для рудогенных аномалий. Показательно, что степень концентрирования многих рудных элементов-примесей в техногенных аномалиях выше, нежели в их природных аналогах. В свою очередь, уровни содержания некоторых химических элементов в техногенных образованиях (шламах, техногенно измененных речных отложениях) не уступает их валовым концентрациям в полиметаллических рудах. Максимальное воздействие установлено для водотоков, принимающих сточные воды металлургических заводов (табл. 271).

Таблица 269. Геохимические ассоциации в русловых отложениях притоков р. Фиагдон

Аномалия	Водоток	Порядок значений K_C химических элементов				
		>100	100–30	30–10	10–3	3–1,5
Природная	Бугультадон	–	–	–	–	Pb-Cu-Bi-Sn
	Дзамарашдон	–	–	–	–	Zn-Cu-Co-Sc-Li-Y
Водотоки, дренирующие						
Техногенные	участок Кадат-Хампаладаг	–	–	Zn	Pb-Ag	Cu-Bi
	участок Камадур-Хамидонский	–	–	Zn	Pb	Ag-Y-Nb
	штольню Ханикомскую	Zn	Pb	Ag	Cu	Sn-V

Таблица 270. Геохимические ассоциации в донных отложениях горных рек (обобщенные данные по Северной Осетии)

Источник воздействия (период)	Порядок значений K_C химических элементов					Длина, км	Z_C
	>100	100–30	30–10	10–3	3–1,5		
Природные	–	–	–	–	Pb-Zn-Bi-Sn-Y	0,1–0,6	10
Разведочные выработки	–	–	–	Pb	Zn-Cu-Ag-Bi	1–3	18
Горнорудные (20 лет)	–	–	Zn-Ag	Pb	Cu-Nb-Ga-Y-As	5*	65
То же (35 лет), Кутардон	–	–	Zn	Pb-Ag	Ba-Nb-Cu-Y-Sr-Bi-As	6**	52
То же (150 лет), Са-донка	–	Pb	Zn	Ag-Cu	Ga-Ni-Co-Sn-Bi-Nb-As	> 6	130
Горнообога-тельные (15 лет)	–	–	Zn	Pb-As	Y-Cu-Sc-Ag-Co-Ba-Sb-Bi	> 40	60
То же (90 лет), Ми-зурская ОФ, Ардон	–	Zn-Ag-Pb	Cu	Ba-Bi-Cd-As	Mn-Mo-Sn-Co-Zr-Nb-Hg-Sb	> 60	295
Материал из хвостохранилищ	Ag	Pb-Cd	Ba-Zn-Cu-As	Bi-Mo-Sb	Sn-Co-Nb	–	800
Полиметаллические руды	Cd-Zn-Ag-Pb	Cu-Bi	Mo	Sn-Co	Y-Ga-Sr	–	7500
Шламы завода «Электроцинк»	Ag-Cd-Zn-Pb	Cu-Mo	Co-Sn-Ni	Mn-Bi	W	–	6500

* Прослеживается в водотоках 1-го порядка до устья; ** фиксируется в водотоке следующего порядка.

Таблица 271. Геохимические ассоциации в донных отложениях Камбилеевки и Собачей балка (г. Владикавказ, Северная Осетия)

Участок	Длина, характеристика	Порядок значений K_C химических элементов					Z_C
		> 100	100–30	30–10	10–3	3–1,5	
Камбилеевка, верховья	32,5 км; местный фон	–	–	–	–	Pb-Zn	2
Собачья балка	Сток заводов «Электроцинк», «Победит» и др.	Hg-Ag-Cd-Zn-W-Pb	Mo-Sn-Bi-In	As-Co	Nb-Sb	Ga-Ni-Mn-Sr	3600
Камбилеевка, ниже Собачей балки	70,5 км; зона транзита и осадконакопления	Hg	Zn	Cd-W-Hg	Pb-Ag-Cu-Mo-As	Nb-Sn-Bi	810
Камбилеевка, устье	Место впадения в Терек	Hg		Cd-Zn	W-Pb	Nb-Ag-Cu-Mo	450
Шламы завода «Электроцинк»		Ag-Cd-Zn-Pb	Cu-Mo	Co-Sn-Ni	Mn-Bi	W	6500

Примечание. Стоки завода «Электроцинк», сброс которых осуществляется с 1958 г., составляют около 50% всех сточных вод, поступающих в Собачью балку.

Техногенное воздействие уже проявляется в районах геологоразведочных работ и существенно усиливается в зонах влияния горнодобывающих предприятий. При входе водотока (р. Кутардон) в зону влияния техногенеза (горные выработки, шахты и т. п.) в русловых отложениях наблюдается существенное (в несколько раз) возрастание концентраций рудных элементов, прежде всего, Zn и Pb (рис. 84). Очень интенсивные, протяженные и стабильные техногенные аномалии указанных металлов установлены в отложениях р. Ардон (рис. 85). Так, до впадения р. Садонки уровни содержания металлов в русловых отложениях Ардона находятся в пределах фоновых концентраций или незначительно (в 1,5–2 раза) превышают их. При вхождении в зону влияния Садонского рудника, Мизурской обогатительной фабрики и хвостохранилищ их концентрации резко возрастают (в 50–200 раз выше фона). Техногенные геохимические аномалии (особенно цинка и

свинца) очень стабильны в пространстве, прослеживаются практически (законмерно снижаясь при незначительной вариации вниз по потоку) по всей длине Ардона (более 40 км) и фиксируются в русловых отложениях Терека. Не исключено, что интенсивность и стабильность аномалий указанных металлов во многом обусловлены тем, что до 1984 г. на Мизурской обогатительной фабрике в паводковый период осуществлялся сброс хвостов из старого хвостохранилища в реку.

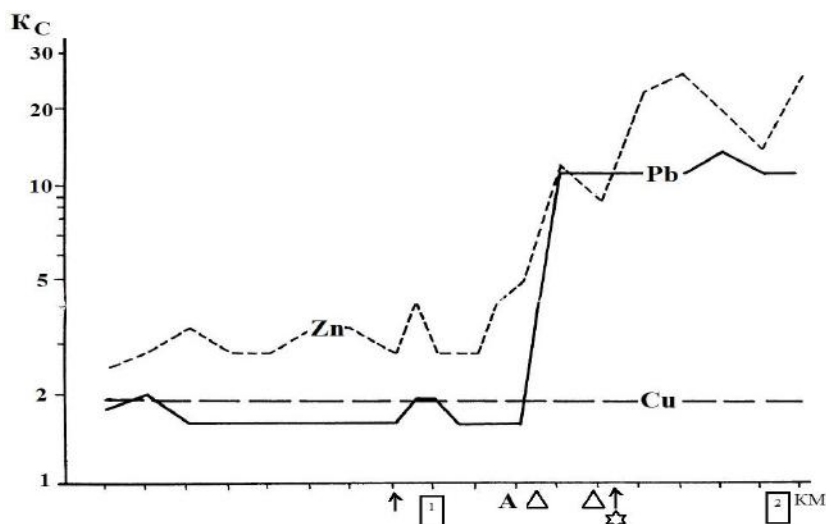


Рис. 84. Цинк, свинец и медь в донных отложениях р. Кутардон в зоне влияния горных выработок (треугольник) и шахты (А), стрелки – места впадения притоков (стрелка со звездой – р. Джимидон), прямоугольник – поселения (1 – пос. Холст, 2 – с. Унал); КМ – километры; K_C – коэффициент концентрации относительно фона.

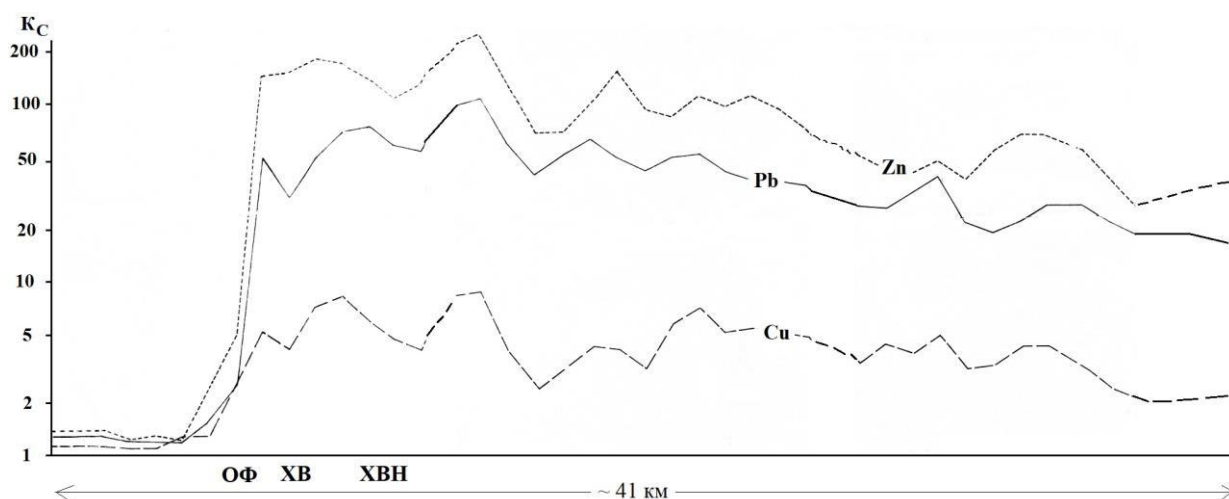


Рис. 85. Тяжелые металлы (Cu, Pb, Zn) в донных отложениях р. Ардон в зоне влияния горнорудных объектов. K_C – коэффициент концентрации относительно фона, ОФ – Мизурская обогатительная фабрика, ХВ – хвостохранилище (старое), ХВН – хвостохранилище (новое). График построен по результатам сглаживания 10 проб (отобранных на 5 створах, пробы на каждом створе отбирались у левого и правого берега).

Еще более интенсивные, протяженные (более 20 км) и стабильные в пространстве техногенные аномалии широкой группы металлов (In, Ag, Bi, Cd, Mo, Sn, Co, Cu, Zn, Pb) установлены в

речных отложениях в зоне влияния заводов по производству цветных металлов, расположенных в г. Владикавказе («Электроцинк» и «Победит») (рис. 86, 87).

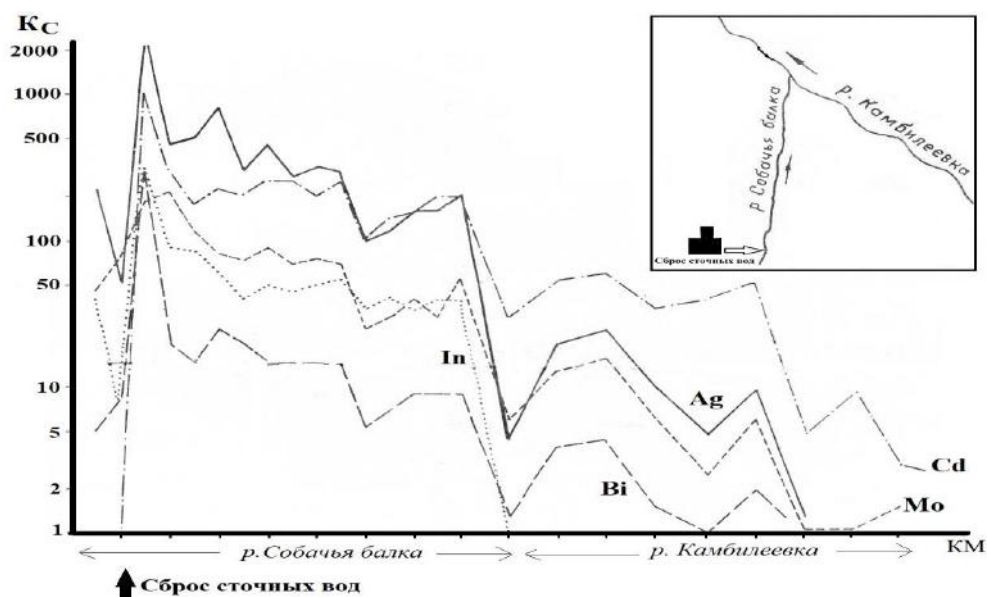


Рис. 86. Тяжелые металлы (In, Bi, Ag, Mo, Cd) в донных отложениях рек Собачья балка и Камбилеевка в зоне влияния заводов по производству цветных металлов. K_C – коэффициент концентрации относительно фона, КМ – километры.

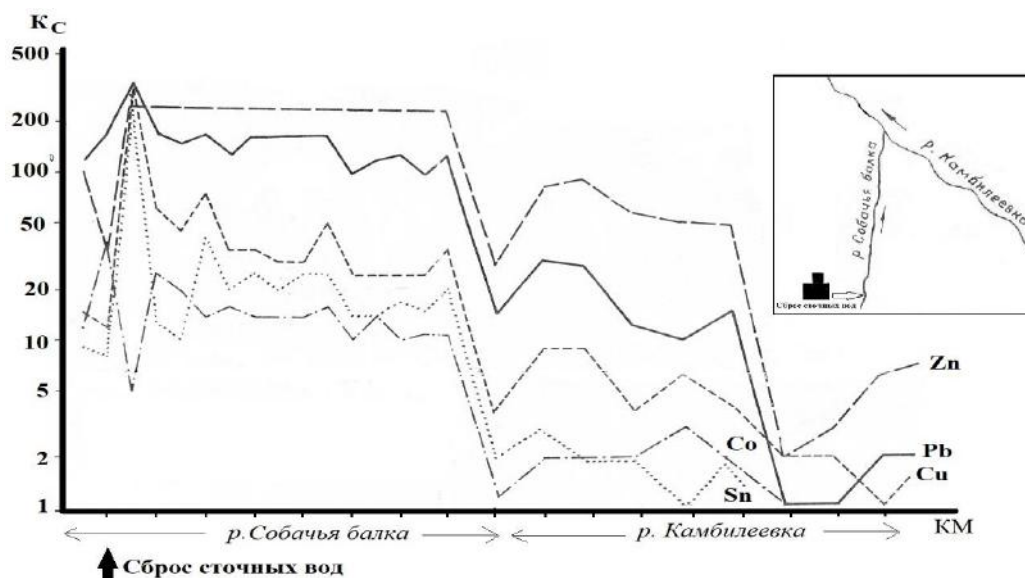


Рис. 87. Тяжелые металлы (Sn, Co, Cu, Pb, Zn) в донных отложениях рек Собачья балка и Камбилеевка в зоне влияния заводов по производству цветных металлов. K_C – коэффициент концентрации относительно фона, КМ – километры.

Особенно высокие уровни металлов отмечаются в отложениях р. Собачья балка, принимающей сточные воды и поверхностный сток с территории указанных заводов. Отметим, что концентрации химических элементов в донных отложениях р. Камбилеевки на участке выше устья Собачей балки (т. е. вне зоны влияния стоков заводов) находятся в пределах местного фона и редко достигают значения K_C до 2–4. По мере удаления от источников загрязнения (заводов) концентрации всех изученных элементов (при определенной их вариации) в русловых отложениях Собачей балки и особенно р. Камбилеевки закономерно снижаются (во многом за счет разубоживания

техногенного стока природным осадочным материалом). Достаточно синхронное распределение изученных металлов в русловых отложениях явно свидетельствует о едином источнике их поступления (сбросы заводов). Принципиален также тот факт, что интенсивность концентрирования многих попутных (для полиметаллических руд) химических элементов (In, Ag, Bi, Cd и др.) не только не уступает интенсивности концентрирования типоморфных элементов руд (Pb, Zn, Cu), но даже превосходит их.

Значения суммарного показателя загрязнения Z_C для донных отложений свидетельствуют о чрезвычайно высоком уровне техногенного загрязнения рек Северной Осетии, испытывающих воздействия горнодобывающих, горно-обогатительных и металлургических предприятий.

Тырныаузское вольфрам-молибденовое месторождение расположено в левом борту долины р. Баксан в 2 км северо-западнее г. Тырныауз на высотах 2000–3200 м, примерно в 40 км к востоку от горы Эльбрус и около 55 км западнее г. Нальчика (Кабардино-Балкария) [327, 462, 482]. На месторождении также учтены балансовые запасы меди, висмута, золота и серебра. Оно относится к скарново-шеелитовому типу. Скарновое тело месторождения приурочено к контакту толщи ороговитованных песчаников и сланцев с метаморфизованными известняками и имеет форму антиклинальной складки; рудные тела – крутопадающие, мощностью до 130 м. В скарнах присутствуют значительные количества рудных минералов – шеелита, молибденита, сфалерита, висмутита и др. В пределах рудного поля Тырныауза обнаружено несколько месторождений и рудопроявлений, вблизи которых развиты первичные ореолы W, Mo, Sn, Bi, Be, Zn, Pb, Co, Ni, As, Sb, V. Особенности рельефа и интенсивность проявления экзогенных процессов способствуют образованию вторичных ореолов в рыхлых отложениях разного генезиса (обвальнo-осыпных, селевых и т. д.). В долине Баксана развиты горно-луговые, горно-лесные, горно-лугово-степные, горно-степные кустарниковые, горно-сухостепные и гляциально-нивальные ландшафты. Разработка месторождения начата в 1938 г. До 1968 г. оно разрабатывалось подземным способом. С 1968 г. начата комбинированная отработка месторождения открытым (карьеры «Высотный» и «Мукуланский») и подземным способами (рудник «Молибден»). Верхняя часть месторождения на отметках 2800–3200 м отрабатывалась карьером «Высотный». Попутно добываемые руды перепускались по карьерному рудоспуску длиной 900 м. Горные работы на карьере «Мукуланский» велись на отметках 2800–2300 м одновременно в нескольких смещенных по высоте склона рабочих зонах. На подземном руднике «Молибден» рудные тела были вскрыты штольнями, слепыми стволами и др. на отметках 2015–2615 м. Значительная часть руды добывалась открытым способом на карьере Мукуланский, меньшая – подземным способом (в шахтах). При открытой разработке пустая порода сбрасывалась в отвалы, а руда по рудоспускам поступала на узел дробления и затем в корпус самоизмельчения. Полученный рудный порошок в смеси с водой по трубам подавался на обогатительную фабрику (расположена в долине Баксана). В прошлые годы вместо гидротранспорта применялась открытая транспортировка руды по канатным дорогам. Система поэтажных штреков с отбойкой глубокими скважинами при двухстадийном порядке разработки отличалась низкими экономическими показателями, поэтому преимущество получила система этажного принудительного обрушения с одностадийной выемкой [217]. Добыча руд с неуправляемым обрушением сопровождалась развитием неконтролируемых геодинамических явлений, способствовавших потерям и разубоживанию (соответственно до 20% и 50%) [229].

Река Баксан (впадает в р. Малку – левый приток Терека) берет свое начало из ледников в районе Эльбруса, длина реки 169 км, площадь водосборного бассейна 6800 км² [326, 479]. Большая часть площади водосбора реки расположена в центральной части Большого Кавказа. В верховьях реки (до г. Тырныауза и пос. Былым) имеется множество притоков, стекающих с ледников Эльбруса, Главного и Бокового хребтов (Ирик, Кыртык, Юсенги, Адылсу, Адырсу, Тюпосу, Герхожансу, Кестанты и др.). Основной тип питания Баксана и его притоков – ледниковый. В весенний период важную роль играют талые снеговые, зимой – подземные воды. Ледниковое питание реки обуславливает особенности ее водного режима – весенне-летнее половодье (с апреля-мая по август-сентябрь) и осенне-зимняя межень (с ноября по март-апрель). Химический состав речных вод (в естественных условиях преимущественно гидрокарбонатный сульфатный, минерализация обычно не более 100 мг/л) достаточно четко отражает литолого-геохимические особенности

горных пород, слагающих водосборную территорию. Вода рек и ручьев, берущих начало в районе вольфрам-молибденового месторождения, отличается повышенными концентрациями некоторых химических элементов. Воды Баксана используются для орошения сельскохозяйственных угодий (Баксанская оросительная система).

Тырныаузский горно-металлургический комбинат (ТГМК) неполного цикла, с 1940 г. специализировавшийся на добыче и обогащении вольфрамо-молибденовых руд одноименного месторождения, расположен в г. Тырныаузе и представляет собой комплекс территориально разобщенных предприятий, связанных с добычей и обогащением руд (карьер, рудник, обогатительная фабрика, хвостохранилища). На обогатительной фабрике руда (рудный порошок) подвергался флотации, в ходе которой обогащенные Мо частицы всплывали на поверхность флотореагента, а различные примеси с водой по пульпопроводу поступают на хвостохранилища. Из отходов обогащения получали WO_3 -концентрат. Помимо вольфрамового и молибденового (промпродукты или сортовые концентраты) на фабрике получали также медно-висмутовый концентрат. Хвостохранилище представляет собой пруд-отстойник, в котором оседает твердая часть «хвостов». Сброс воды (очищенной от флотореагентов хлорной известью и обработанной для осаждения кальция и снижения величин pH серной кислотой) с него осуществляется через водоприемный колодец и соединительный тоннель в р. Гижгит и затем в р. Баксан. В середине 1980-х гг. в долине Баксана было расположено 2 хвостохранилища. Хвостохранилище I – старое, находится в 5 км ниже г. Тырныауза, представляет собой ряд ступенчатых террас, образовавшихся в результате постоянного наращивания ограждающей дамбы. В 1968 г. было построено (ниже г. Тырныауз около пос. Былым) хвостохранилище II. Для закрепления материала хвостов и предотвращения эоловой эрозии хвостохранилища сверху засыпаются галькой и щебнем. В 2002 г. горные работы по экономическим причинам (низкие содержания полезных компонентов в рудах и отработка большей части балансовых запасов) прекращены и месторождение законсервировано. В результате деятельности Тырныаузского ГМК в долинах рек Баксан и Гижгит были сформированы, захоронены и частично рекультивированы огромные массы отходов обогащения, средние уровни содержания в которых многих элементов существенно превышают их глобальные параметры распределения (табл. 272).

Таблица 272. Химические элементы в хвостохранилищах Тырныаузского ГМК, мг/кг, по [55]

Элемент	Старое (1959 – 1967 гг.), 64 пробы		Новое (с 1967 г.), 92 пробы		Кларк литосферы [92]
	среднее	интервал	среднее	интервал	
V	55	36–70	55	35–81	90
Cr	64	48–92	66	46–112	83
Co	10	6–16	11	6–20	18
Ni	27	22–32	28	21–42	58
Cu	29	14–58	40	14–203	47
Zn	273	167–361	230	169–306	83
As	111	54–264	58	23–179	1,7
Rb	55	31–103	52	17–149	150
Sr	230	189–283	180	102–263	340
Zr	84	64–116	87	63–107	170
Mo	115	65–221	109	53–411	1,1
Ba	164	101–346	159	54–324	650
W	511	185–1249	314	102–1349	1,3
Pb	31	11–88	19	7–69	16

Прямое воздействие ТГМК на окружающую среду связано с механическим нарушением земель (более 170 га), обусловленного изъятием больших объемов горных пород при добыче руды и их перемещением (в отвалы и хвостохранилища) при ее обогащении (к середине 1980-х гг. в отвалах было накоплено более 30 млн. м³ пустых пород) [545]. Косвенное воздействие горнодобывающей деятельности проявляется в изменении условий миграции химических элементов и в формировании техногенных геохимических аномалий. Изменение условий механической и водной миграции обусловлено несколькими причинами: 1) перемещение больших масс горных пород под действием гравитационных процессов, сопровождающееся формированием постоянно действующим

щего «антропогенного Мукуланского селя», 2) разрушение хвостохранилищ под действием различных природных факторов (эрозионных, селевых и пр.), 3) различные сливы с рудника, обогатительной фабрики и хвостохранилищ. В воздушную миграцию вещество вовлекается в результате потерь в технологической цепи на стадиях добычи и обогащения. Особенно интенсивно поступление пыли в атмосферу происходит при проведении взрывных работ в карьере, при загрузке и разгрузке автомашин, из вентилях рудника и обогатительной фабрики, при дроблении руды, при загрузке концентрата, при эоловом переносе с поверхности хвостохранилищ (рис. 88).

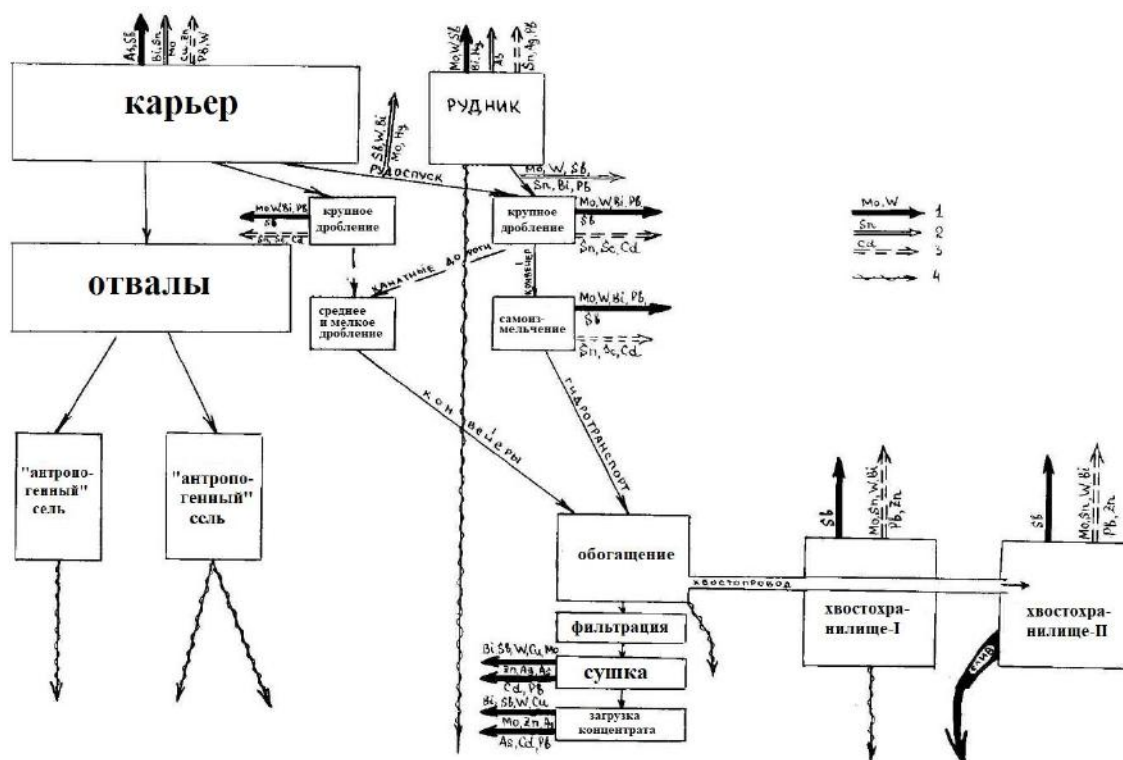


Рис. 88. Схема основных источников промышленного загрязнения в районе ТГМК [545].
1–3: пылевывосы и коэффициенты концентрации химических элементов в пыли: 1 – более 200;
2 – от 100 до 200; 3 – от 10 до 100; 4 – твердый и жидкий сток.

Изучение состава пылевывосов, образующихся на различных стадиях технологического процесса, установило широкую ассоциацию концентрирующихся в промышленной пыли химических элементов (табл. 273). Важной особенностью геохимических ассоциаций в пыли является наиболее интенсивное концентрирование в ней Bi, Sb, As, W, Mo, Sn, в меньшей степени Pb, Zn, Ag. Показательно, что большинство элементов, являющихся ведущими в геохимических ассоциациях, сопутствуют основному оруденению. Наиболее резко концентрируются элементы в пыли, образующейся при дроблении руды, на метателях с грохотов на мельницы и при сушке и загрузке концентратов, т. е. на начальных и конечных стадиях производственного цикла. Специфично появление высоких концентраций ртути в пылевывосах шахты, а также Cd и In при сушке и загрузке медно-висмутитового концентрата. Высокая пылевая нагрузка в районе ГМК в значительной степени обуславливает намного более интенсивную поставку в ландшафты химических элементов по сравнению с условно фоновыми территориями (табл. 274).

Сток наносов реки Баксан формируется по всей площади водосбора, в пределах которой развиты плоскостной смыв, линейная эрозия. Сток взвешенных частиц в течение года неравномерен. Большая часть твердого стока приходится на половодья и паводки. Максимальный расход наносов в Баксане наблюдается в июле (до 340 кг/сек), минимальный – в январе (0,11 кг/сек). Разработка месторождения и сброс сточных вод привели к заметному росту твердого стока (примерно в 3–5 раз) Баксана [609]. В 1958 г. осуществлен размыв старого хвостохранилища ТВМК, что обусловило поступление значительных масс твердого материала в реку. По данным [229], Тырныауз-

ская обогатительная фабрика выдавала ежедневно более 30 тыс. м³ хвостов, содержащих до 30% твердого вещества с концентрацией вольфрама 0,03% и молибдена 0,025%. В жидкой осветленной фракции содержание вольфрама составляло 9 мг/л, молибдена 6,9 мг/л.

Таблица 273. Геохимические ассоциации элементов в пылевых выбросах ТГМК [506, 508]

Источник	Порядок значений кларков концентрации элементов				
	>10000	10000–1000	1000–100	100–10	10–1
Карьер	Bi	–	As-Sb-Mo-Sn	W-Pb-Zn-Cu	B-Ag-Mn-V-Co-Ba-Ga
Шахта	Bi	Hg	W-Mo-Sb-As	Sn-Ag-Pb	Zn-Cu-Mn-B
Обогатительная фабрика: дробление грохочение	Bi	Sb	W-Pb-Mo	Sn-Ag	Zn-Cu-Mn-B
	–	Bi	W-Mo-Sb	Sn-Pb	Ge-Zn-Mn-Cu-Ag-V
метатели с грохотов на мельницы	Bi	–	Pb-Sb-W-Mo	Sn-Sc	Ag-Mn-Cu-V
Сушка и загрузка кон- центрата:	Bi	As	Sb-W-Mo	Ag-Sn-Pb	Cu
молибденовый	–	Sb-Bi	W-Pb-Mo	Ag-Zn	Ge-Sn
WO ₃ -промпродукт	Bi	As-Cd-Ag	Sn-W-Pb-Zn-Mo-Cu	In	Co-Ni-Nb-Cr-V-Mn-P
Cu-Bi концентрат					

Таблица 274. Поступление твердого вещества и связанных с ним металлов со снегом в районе молибден-вольфрамового горно-обогатительного комбината, Тырныауз [545]

Место	Пыль, мг/м ² /сут	Металлы, $n \cdot 10^{-6}$ мг/м ² /сут			
		Mo	W	Sn	Cu
Верховья Баксана, до 50 км от ГМК	22,3	400	4000	670	6700
Там же	23,7	100	480	350	2370
Карьер Мукуланский	16378	1600000	1640000	164000	1147000
Хвостохранилище-I	1361	39000	40800	40800	40800

В р. Гижгит в природных условиях минимальные содержания взвеси в речных водах наблюдаются в зимнюю межень (преимущественно грунтовое питание рек), а максимальные – во время половодья; в зонах влияния горного производства резкое увеличение мутности может наблюдаться

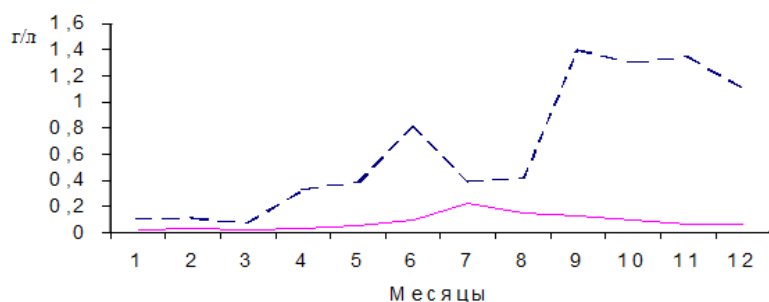


Рис. 89. Взвешенные вещества в воде р. Гижгит в зоне загрязнения (пунктир) и в фоновых условиях (сплошная линия) [545].

ся в зимние месяцы, когда заметно увеличивается доля сточных вод в речном стоке (рис. 89).

Воды р. Тырныауз и особенно ее правых притоков, дренирующих Тырныаузское вольфрамово-молибденовое месторождение, отличаются высокими уровнями молибденом [93, 608]. Так, в верховьях указанных водотоков были зафиксированы концентрации этого металла, варьирующие от 0,325 до 1,8 мг/л; достаточно высокими они оставались и в устьях притоков (0,5–2,1 мг/л). В устье р. Тырныауз (выше места сброса фабричных вод) уровни Мо достигали ~ 0,5 мг/л. Наиболее высокие содержания его были обнаружены в пробах воды, отобранных в горных выработках (до 10–15 мг/л). Твердая часть различных стоков и сливов (т. е. взвесь) характеризуется присутствием очень высоких концентраций многих химических элементов (табл. 275).

В пределах фоновых участков в русловом аллювии кларки концентрации химических элементов невелики (табл. 276). В геохимическую ассоциацию входят химические элементы, отражающие геохимическую специализацию горных пород (граниты и андезиты), слагающих водо-

сборные территории. В зоне влияния горного производства в донных отложениях водотоков наблюдаются намного более интенсивные и более разнообразные по качественному составу геохимические аномалии. Особенно высок уровень накопления элементов в русловых отложениях на участке реки ниже поступления стоков из хвостохранилища. Ведущими элементами геохимических ассоциаций в донных отложениях закономерно являются главные металлы руд – W и Mo, в зоне влияния добычных работ значимы также Sn, Pb, V, Ga.

Таблица 275. Геохимические ассоциации элементов в твердой части стоков ТГМК [506]

Источник (откуда – куда)	Порядок значений кларков концентрации элементов			
	10000–1000	1000–100	100–10	10–1
С обогатительной фабрики в хвостохранилище	Bi	Sb	Sn-W-Mo	Ge-Pb-Zn-Mn-Ag-Cu-Co-Nb-Cr-V-P
Из хвостохранилища в водоток	Bi	W-Sb-Sn	Mo-Zn	Ge-Mn-Pb-Cu-Nb-V-Sn-B-Zn-Cu-Cr
Из водотока в главную реку	Bi	Sb	W-Mo	V-Ag-P

Примечание. Распределение мышьяка и ртути не изучалось.

Таблица 276. Геохимические ассоциации в речных отложениях бассейна Баксана [545]

Место	Порядок значений кларков концентрации				
	>100	100–10	10–5	5–3	3–1
Верховья Баксана	–	–	–	–	Pb-Ga-V-Sn-Mo-W-B
Баксан, ниже добычи	–	W	–	Sn-Pb	V-Ga-Mo-Ag-Cu-B-Zn-La-Zr
Баксан в черте г. Тырныауза	–	W-Mo	Sn	Pb	V-Ga-Cu-Ag-Zn-B-La-Zr-Co
Баксан, участок город-хвостохранилище	W	Mo	–	Sn	Pb-V-Ag-Ga-Zr-Zn-B-La
Баксан, 30 км ниже хвостохранилища	–	W	Mo	Sn	Pb-V-Ga-B-Ag-Zr
Притоки вне зоны техногенеза	–	–	–	–	Pb-B-V-Sn-Ga-Mo

Примечание: Распределение As, Bi, Sb и Hg не изучалось.

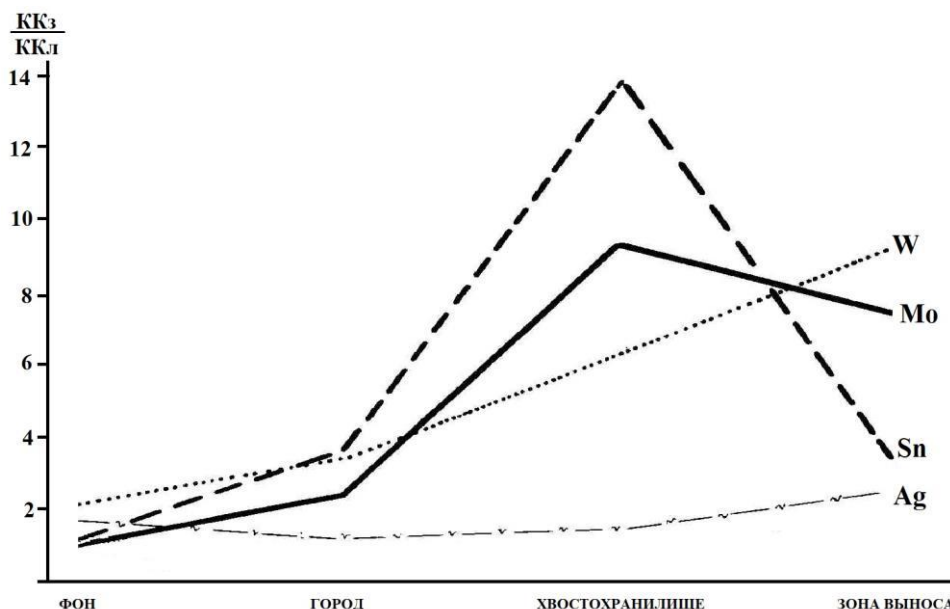


Рис. 90. Соотношение степени накопления металлов в донных отложениях р. Баксан в зимнюю межень и летнее половодье [545].

В механизме формирования техногенных потоков рассеяния прослеживается сезонность [506]. Так, степень накопления химических элементов в районе ТГМК в донных отложениях, особенно Mo, W, Sn, возрастала (в 8–14 раз) в зимнюю межень и снижалась в период весеннего половодья (рис. 90). Во многом это свя-

зано с нарушением естественной годовой динамики стока наносов – резкое увеличение количества взвеси в речных водах ниже сброса стоков зимой (для рек ледникового питания содержание взвеси в водах зимой резко снижается) (рис. 91). В естественных (фоновых) условиях минимальные содержания взвешенных веществ в поверхностном стоке наблюдаются в период зимней межени (реки находятся на грунтового питания), максимальные – во время паводков. Более благоприятные условия для накопления наносов и связанных с ними загрязнителей создаются именно зимой, когда

увеличение содержаний взвешенных веществ происходит на фоне снижения расхода воды и скорости течения реки.

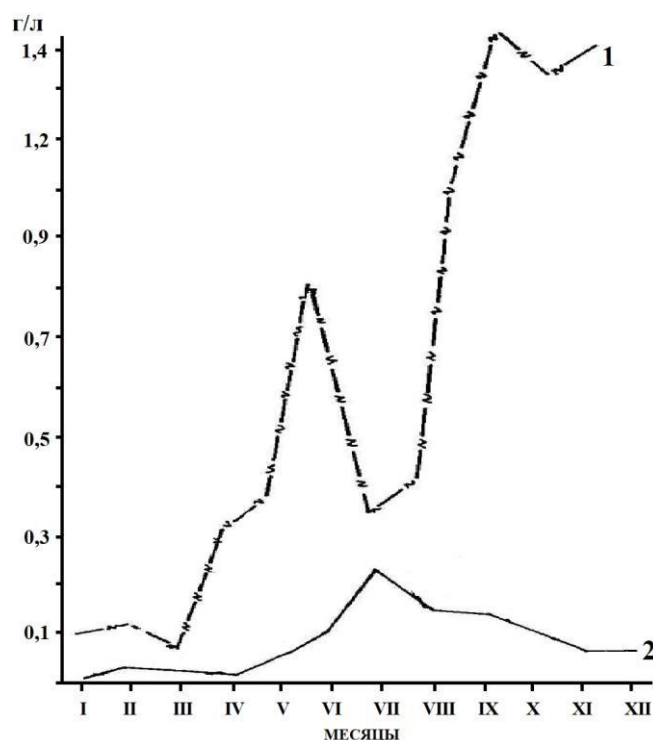


Рис. 91. Распределение взвешенных веществ в воде р. Баксан в зоне влияния ГОК (1) и в фоновом водотоке (2) [545].

277). В данном случае высокий уровень загрязнения русловых отложений прослеживался от комбината на всем изученном участке русла р. Дебет (примерно 40 км) и фиксировался дальше, уже в пределах Грузии. При этом, если на участке реки от г. Кировокана до г. Алаверди значения Zc в донных отложениях редко превышали 16, то ниже комбината (на 3-км участке) они достигали 1100, затем резко снижались до 128 и варьировались на изученном 40-км отрезке русла Дебета в пределах 128–256 единиц.

Таблица 277. Средние содержания химических элементов в донных отложениях р. Дебед в районе Алавердского горно-металлургического комбината, мг/кг (по данным ИМГРЭ)

Элемент	Выше комбината	Ниже комбината
Медь	120	1891
Цинк	200	1600
Мышьяк	—	160
Молибден	2	22
Серебро	0,08	0,4
Кадмий	—	13
Сурьма	—	35
Свинец	40	292
Висмут	—	1,6

старинные разработки олова на полуострове Корнуолл (Англия), достигала 30 г/л; взвесь обогащена Fe_2O_3 (до 10%) и содержала в повышенных концентрациях целый ряд химических элементов, в том числе, рубидий (187 мг/кг), кобальт (41), медь (992), мышьяк (10000) и олово (2000 мг/кг) [1003].

Сравнительная оценка распределения химических элементов в рудогенных и техногенных потоках рассеяния в донных отложениях водотоков показывает, что техногенные потоки по уровням содержания элементов и протяженности аномалий не только не уступают, но часто значительно превосходят рудогенные (табл. 279).

Техногенные потоки рассеяния в руслах рек горнорудных районов могут простираются на значительные расстояния. Так, в Бурятии был установлен поток Mo , W , Au и других элементов, протяженностью более 200 км, что было обусловлено размывом хвостохранилищ и аварийными сбросами обогатительной фабрики [431]. За 30 лет разработки обогащения руд золото-кварцевого Ирокиндинского месторождения в отложения р. Ирокинды сформировался поток рассеяния Au и Hg протяженностью более 15 км; в головной части потока присутствуют также Pb , Zn , As и другие элементы, входящие в состав руд [568]. Показательно, что техногенный поток золота (0,5–4 г/т) перекрыл природный с концентрацией Au в отложениях в пределах 0,008–0,2 г/т.

Интенсивные и протяженные техногенные потоки химических элементов формируются в зоне влияния Алавердского горно-металлургического комбината (табл.

Высокие уровни содержания целого ряда химических элементов отмечены в техногенных илах р. Карагайлы (Башкирское Зауралье) в зоне влияния эксплуатируемых полиметаллических медно-цинковых и никель-кобальтовых месторождений [407] (табл. 278).

Существенным уровнем загрязнения отличаются районы бывших (древних и старых) горных разработок. Например, мутность воды р. Ред Ривер, дренирующей

А.Ю. Опекунов показал, что в горнорудных районах в зонах техногенеза происходит трансформация баланса форм нахождения химических элементов в донных отложениях рек (табл. 280). Так, если в природных условиях явно доминируют устойчивые, прочносвязанные формы изучен-

ных металлов, то в условиях загрязнения существенно возрастает доля их более подвижных, геохимически активных форм (прежде всего, за счет увеличения количества обменных, в меньшей степени карбонатных форм и форм, связанных с органическим веществом). Это свидетельствует о возрастании геохимической активности металлов и об увеличении значимости донных отложений как вторичного источника загрязнения водной массы и биоты.

Таблица 278. Химические элементы в техногенных илах р. Карагайлы, мг/кг ($n = 17$) [407]

Элемент	Илы		Кларк литосферы	Коэффициент концентрации
	мг/кг	V, %		
Co	39	51	18	2,2
Ni	48	75	58	0,8
Zn	3622	62	87	72,1
Cu	4797	89	47	102,0
Mn	980	46	1000	0,98
Cr	70	73	83	0,8
Pb	118	174	16	7,4
As	244	62	1,7	143,5
Cd	19	128	0,13	146,2
Hg	2,44	85	0,083	2939

Таблица 279. Уровни содержания металлов в донных отложениях рек рудогенных и техногенных районов, мг/кг (обобщение литературных данных [506])

Месторождения и предприятия	Pb	Zn	Cr	Ni	Ag
Рудные месторождения					
Полиметаллические, Вост. Забайкалье	30–300	100–2500	–	–	–
Полиметаллические, Сев. Тянь-Шань	200–300	2000–3000	–	–	–
Железорудные, Сев. Тянь-Шань	–	–	1000–3000	500–2000	–
Сульфидные, Алтай	200	300	–	–	30
Олово-рудные, Сихотэ-Алинь	60–300	1000–3000	–	–	30
Полиметаллические	100–2000	100–5000	10–100	10–100	–
Техногенные источники					
Горнодобывающие предприятия, Сев. Айдыхо	300–6300	3200–4700	–	–	6–15
Рудник добыче цинка и свинца, Польша	1200	10000	58	50	–
Горно-обогатительная фабрика, Польша	420	10000	58	26	–
Горно-обогатительная фабрика, полиметаллические руды, Сев. Осетия	до 2500	до 15000	–	–	–

Таблица 280. Формы нахождения металлов в донных отложениях р. Карагайлы, Баймакский рудный район (Южный Урал), по данным [407]

Металл	Место	Форма нахождения, % от валового содержания *					
		1	2	3	4	5	6
Кадмий	Фон	2,2	37,6	0,0	0,0	0,0	60,6
	Техногенез	38,6	16,6	40,3	2,1	2,4	0,0
Кобальт	Фон	0,6	10,8	0,6	0,6	1,3	86,2
	Техногенез	8,8	21,6	41,4	6,6	2,9	18,8
Марганец	Фон	4,1	6,1	1,7	0,8	1,1	86,2
	Техногенез	23,3	6,0	8,2	3,3	3,4	55,8
Медь	Фон	0,2	2,5	2,7	0,1	0,9	93,6
	Техногенез	2,9	20,8	58,7	1,9	3,9	11,8
Свинец	Фон	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100
	Техногенез	0,0	0,3	2,8	0,0	8,6	88,3
Никель	Фон	0,3	5,3	0,7	0,4	2,3	90,9
	Техногенез	2,3	8,9	16,5	13,8	9,8	48,3
Цинк	Фон	0,1	3,7	0,6	0,3	0,4	94,9
	Техногенез	7,3	27,3	20,5	3,7	1,6	39,7

* 1 – поверхностно-сорбированные (обменные), 2 – связанные с карбонатными минералами и легко разлагаемым органическим веществом, 3 – связанные с органическим веществом, 4 – сорбированные на гидроксидах железа и марганца, 5 – кристаллические, 6 – остаточные (силикатные).

Исследования форм нахождения элементов в донных отложениях водотоков и почвах Прииртышском районе Рудного Алтая, где более 200 лет осуществляются добыча и переработка минерального сырья, позволило установить следующие признаки техногенного загрязнения [585]: а) обилие токсикантов в виде фаз чистых металлов, б) структурные особенности минералов, выраженные в образовании неустойчивых, слабо сконденсированных, коллоидных агрегатов, разрушающихся под воздействием электронного пучка, в) морфологические особенности, проявленные в нехарактерных для природных выделений образованиях (волосовидные, спутанно-волокнистые), г) наличие минералов и других выделений, имеющих техногенную природу. Особенно показательно существенное накопление меди, цинка и свинца в техногенных аномалиях (почвы и донные отложения) в формах, связанных с оксидами марганца и железа, органическим веществом, абсолютные концентрации которых в десятки и сотни раз превышали фоновые уровни. Для почв и донных (руслowych) отложений в зоне загрязнения было также характерно высокое содержание карбонатных и ионообменных форм.

Таким образом, горнодобывающая промышленность оказывает существенное влияние на миграцию химических элементов, которая проявляется в формировании интенсивных и протяженных геохимических аномалий в донных отложениях рек. В существенной мере это определяет поступлением в водотоки осадочного материала, обладающего специфическим химическим составом и обогащенного химическими элементами. Техногенное воздействие приводит к изменению природного (характерного для данного района) соотношения основных форм миграции металлов – взвешенной и растворенной, прежде всего, за счет увеличения доли взвешенных форм. При удалении от источников воздействия наряду с общим снижением концентрации металлов подобные нарушения сглаживаются, главным образом, за счет более интенсивного выведения из потока взвешенного материала. Протяженность потоков рассеяния во взвешенной форме для горнодобывающих и металлургических предприятий составляет 20–30 км, в растворенных формах намного меньше. Именно за счет высоких концентраций и значительных масс взвешенных форм элементов и происходит образования интенсивных и протяженных геохимических аномалий в донных отложениях рек. В зонах влияния геологоразведочных работ и добывающих предприятий, где качественный состав техногенных источников в принципе адекватен рудогенным, соотношение между химическими элементами в рядах концентрации в донных отложениях меняется, а общий уровень их накопления в техногенных потоках значительно выше, нежели в рудогенных. В горнорудных и горнопромышленных районах в донных отложениях водотоков фиксируются интенсивные, комплексные по составу, устойчивые и протяженные по руслу техногенные геохимические аномалии (техногенные потоки рассеяния). Степень концентрирования химических элементов значительно превышает таковую в природных (рудогенных) аномалиях. Количественные соотношения между химическими элементами в техногенных геохимических ассоциациях совершенно иные, чем в природных (рудогенных). Очень часто степень концентрирования сопутствующих химических элементов (элементов-примесей) в донных отложениях техногенно загрязненных рек выше, нежели главных компонентов добываемых и перерабатываемых руд. В формировании техногенных геохимических аномалий существенную роль играют пылевые выбросы в атмосферу, отвалы горных пород и хвостохранилища, определяющие состав поверхностного (талого и дождевого) стока с территории горнорудных районов. Уровни содержания многих химических элементов в шламах, взвеси сточных вод, донных отложениях рек интенсивно освоенных горнорудных районов не уступают их концентрациям в рудах. Если в фоновом русловом аллювии доминируют устойчивые, прочносвязанные формы химических элементов, то в условиях загрязнения в донных отложениях рек заметно возрастает доля их более подвижных, геохимически активных форм. Масштабы загрязнения существенно увеличиваются в следующем ряду источников воздействия: «геологоразведочные работы – добыча руд – их обогащение – переработка руд». Протяженность техногенных потоков рассеяния в донных отложениях рек горнорудных районов достигает десятком километров. Элементный состав техногенных геохимических ассоциаций и значения суммарного показателя Z_c свидетельствуют о чрезвычайно высоком уровне техногенного загрязнения рек изученных горнопромышленных районов.

5.5. Выводы

Для выявления техногенных геохимических аномалий и анализа характеризующих их ассоциаций эффективно использование предложенного комплекса геохимических показателей, применение которых показало следующее. Прежде всего, все виды промышленного, сельскохозяйственного и горнорудного производства обуславливают формирование в малых реках, принимающих сточные воды и поверхностный сток с освоенных территорий, интенсивные полиэлементные геохимические аномалии. Наиболее ярко они проявляются в донных отложениях водотоков, где накапливаются определенные группы химических элементов – техногенные геохимические ассоциации, характеристики которых отражают важнейшие особенности техногенного загрязнения. Наблюдаются отчетливые различия в интенсивности концентрирования химических элементов и характере техногенных геохимических ассоциаций в донных отложениях водотоков промышленно-урбанизированных, горнорудных и сельскохозяйственных территорий.

Качественные и количественные параметры геохимических ассоциаций сельскохозяйственных районов определяются спецификой хозяйственного использования водосборных территорий, при этом значение имеет применение минеральных и органических удобрений, поступление сточных вод и отходов животноводства. Для большинства химических элементов, концентрирующихся в донных отложениях, типичны значения K_c в пределах 1,5–7; для Hg и Ag в зонах влияния животноводческих комплексов отмечены более высокие значения этого коэффициента. Для зон воздействия животноводческих комплексов характерно интенсивное накопление в речных отложениях Hg, Ag, Zn, As, Se, P, в меньшей степени Sn, Mo, Cd; для районов земледелия и комплексного сельскохозяйственного использования – P и Ag, иногда As, Mn, Sn, Cd; в зонах влияния агропоселков – Ag и P, в меньшей степени Bi, Ni, Zn, Pb; для дачных поселков – P, Sn, Mn, Ga. Наибольшая степень санитарно-токсикологической вредности (опасная) и наиболее интенсивный уровень загрязнения (высокий) установлена для участков рек, испытывающих воздействие животноводческих комплексов. Водотоки других сельскохозяйственных территорий отличаются умеренной степенью санитарно-токсикологической вредности и преимущественно средним уровнем загрязнения.

Воздействие различных промышленно-урбанизированных объектов (город, поселок, промышленная зона, завод, фабрика) на водотоки отражается качественно сходной геохимической ассоциацией, накапливающейся в донных отложениях (техногенных илах). Практически повсеместно присутствуют Hg, Ag, Cd, Co, Cu, Ba, Zn, Cr, P, Se, Sr. Наиболее высокими коэффициентами концентрации (K_c) отличаются халькофильные элементы (обычно обладающие малым кларком, высокой технофильностью и токсичностью). В общем случае качественные и количественные параметры загрязнения водотоков (примерно равных порядков) в большей степени зависят от производственной инфраструктуры поселений, нежели от их размеров. Как правило, наиболее интенсивные и комплексные по составу аномалии типичны для предприятий (промышленных зон), использующих в технологическом цикле различные физико-химические процессы, осуществляющие получение и переработку цветных металлов и т. п. При этом воздействие конкретного поселения, промышленной зоны или конкретного производства отражается формированием в донных отложениях водотока геохимической ассоциации, отличающейся особыми количественными характеристиками. Геохимическая специализация производств, предприятий, промышленных зон (как техногенных источников загрязнения водных систем) проявляется главным образом в различной интенсивности концентрирования (степени аномальности) химических элементов, в меньшей степени в появлении аномальных концентраций элементов, характерных лишь для данного объекта. Большинство химических элементов, входящих в ассоциацию, отличаются значительной вариацией концентраций и высокой корреляцией пространственного распределения. Многие изученные реки характеризуются существенным уровнем техногенного загрязнения и опасной степенью его санитарно-токсикологической вредности.

В промышленно-урбанизированных районах техногенные радионуклиды, не связанные с ядерными испытаниями и ядерным топливным циклом, являются типичными поллютантами рек и накапливаются в речных отложениях. Протекающие в водотоках и водоемах постседиментацион-

ные процессы способны обуславливать перераспределение радионуклидов в пространстве и их разделение между жидкой и твердой фазами донных отложений, способствуя тем самым миграции этих специфических поллютантов вниз по руслу и включению в биогеохимические циклы. Вероятность наличия в донных отложениях рек таких радионуклидов необходимо учитывать при проведении оценки воздействия на окружающую среду и экологической экспертизы.

Донные отложения рек и особенно техногенные илы, в которых формируются протяженные (десяtkи километров) полиэлементные геохимические аномалии (техногенные потоки рассеяния), наиболее полно отражают параметры и морфологию зон воздействия различных источников загрязнения рек. Пространственные особенности распределения химических элементов в техногенных илах обусловлены геологически незначительным временем образования последних, дискретным характером поступления поллютантов в водотоки, естественной русловой дифференциацией наносов, литолого-геоморфологическими особенностями строения речных русел, строением и стратификацией илов. Важнейшей особенностью распределения химических элементов в илах является значительная пространственная вариация их концентраций как в толще отложений, так и вниз по руслу реки. Для большинства химических элементов указанная вариация (неоднородность распределения) обычно проявляется на фоне их высоких концентраций. Степень пространственного разделения химических элементов в илах невелика, распределение их обычно отличается высокой степенью согласованности и резкой дифференциации геохимических ассоциаций не наблюдается. Естественная дифференциация и специфика накопления наносов в руслах рек, представляющих собой закономерно построенный морфологический комплекс, осложненный естественными и искусственными геохимическими барьерами, обуславливает неоднородную («пятнистую») площадную структуру геохимических аномалий в донных отложениях водотоков. Обычно ведущие аномалии ассоциации конкретного источника загрязнения характеризуются более значительными по площади русла аномалиями.

Закономерный характер пространственного распределения химических элементов в русловых отложениях может быть осложнен на геохимических барьерах, существование которых обусловлено изменениями геоморфологических особенностей русла и долины как естественными (выполаживание продольного профиля водотока, резкое расширение русла и долины, наличие затонов, островов, устьев аккумулятивного типа и т. д.), так и искусственными (наличие инородных предметов, прудов, плотин и т. п.) причинами. Геохимические барьеры, с одной стороны, способствуют выводу из водного потока значительных количеств поллютантов, с другой – приводят к формированию в реках зон повышенной экологической опасности. В небольших водотоках, служащих приемниками сточных вод, при определенных геоморфологических условиях, обуславливающих, например, выполаживание продольного профиля, что предопределяет возникновение геохимических (преимущественно седиментационных) барьеров, за относительно короткое время (20–25 лет) могут формироваться зоны интенсивного техногенного загрязнения, которые являются вторичными источниками поступления поллютантов в реку следующего порядка (прежде всего, за счет вторичного переотложения донных отложений, особенно в периоды паводков и половодий). В общей схеме строения зоны техногенного осадконакопления обычно выделяются несколько специфических участков речного русла, отличающихся общим уровнем техногенного загрязнения, степенью его санитарно-токсикологической вредности и особенностями пространственного распределения химических элементов, что определяется своеобразием расположения источников загрязнения, особенностями литолого-геоморфологического строения русла и долины.

В горнорудных районах техногенное воздействие приводит к изменению природного соотношения основных форм миграции металлов – взвешенной и растворенной, главным образом, за счет увеличения доли взвешенных форм. Именно за счет высоких концентраций и значительных масс взвешенных форм элементов и происходит образования интенсивных и протяженных геохимических аномалий в донных отложениях рек. В зонах влияния геологоразведочных работ и добывающих предприятий, где качественный состав техногенных источников в принципе адекватен рудогенным, соотношение между химическими элементами в рядах концентрации в донных отложениях меняется, а общий уровень их накопления в техногенных потоках значительно выше, нежели в рудогенных. В горнорудных и горнопромышленных районах в донных отложениях во-

дотоков фиксируются интенсивные, комплексные по составу, устойчивые и протяженные по руслу техногенные геохимические аномалии (техногенные потоки рассеяния). Степень концентрирования химических элементов значительно превышает таковую в природных (рудогенных) аномалиях. Количественные соотношения между химическими элементами в техногенных геохимических ассоциациях совершенно иные, чем в природных (рудогенных). Очень часто степень концентрирования сопутствующих химических элементов (элементов-примесей) в донных отложениях техногенно загрязненных рек выше, нежели главных компонентов добываемых и перерабатываемых руд. Нередко уровни содержания многих химических элементов в шламах, взвеси сточных вод, донных отложениях рек интенсивно освоенных горнорудных районов не уступают их концентрациям в рудах. Если в фоновом русловом аллювии доминируют устойчивые, прочносвязанные формы химических элементов, то в условиях загрязнения в донных отложениях рек заметно возрастает доля их более подвижных, геохимически активных форм. Масштабы загрязнения существенно увеличиваются в следующем ряду источников воздействия: «геологоразведочные работы – добыча руд – их обогащение – переработка руд». Протяженность техногенных потоков рассеяния в донных отложениях рек горнорудных районов достигает десятком километров. Элементный состав техногенных геохимических ассоциаций и значения суммарного показателя Z_c свидетельствуют о чрезвычайно высоком уровне техногенного загрязнения рек изученных горнопромышленных районов.

Создание в устьях ручьев и малых рек, являющихся во многих городах приемниками сточных вод и поверхностного стока, искусственных прудов-отстойников будет способствовать снижению поступления загрязняющих веществ в основной водоток, прежде всего, за счет осаждения осадочного материала. Периодическая очистка таких водоемов от техногенных отложений исключит вероятность их перекотложения и вторичного поступления поллютантов в водную фазу. Изъятые наносы должны утилизироваться с применением соответствующей технологии.

6. Особенности закрепления и перераспределения химических элементов в техногенных илах

Техногенные илы, концентрируя основную массу загрязняющих веществ, поступающих в реки техногенных ландшафтов, являются источниками вторичного загрязнения водной массы и поступления токсичных веществ в гидробионты, поскольку в результате различных процессов, протекающих в отложениях и на границе придонная вода/ил, химические элементы и их соединения могут высвобождаться из илов в водную фазу. Илы, обладая экотоксикологическими свойствами, способны оказывать прямое негативное воздействие на живые организмы. Известны случаи, когда после прекращения сброса сточных вод в водотоки, техногенные илы являлись источником поступления поллютантов в поверхностные воды и основной причиной их экстремально высокого накопления в гидробионтах. С этой точки зрения особое значение имеет изучение особенностей закрепления и перераспределения химических элементов в техногенных илах (распределение элементов в гранулометрическом спектре, их минералого-геохимические формы нахождения, интенсивность концентрирования в иловых водах, состав обменных катионов, газообразование в илах, вторичные преобразования илов).

6.1. Распределение химических элементов в гранулометрическом спектре илов

Знание распределения химических элементов в гранулометрическом спектре техногенных илов очень важно, так как дает представление о роли каждой размерной фракции в их накоплении в отложениях в целом. Для распределения многих химических элементов (особенно тяжелых металлов) в природном (фоновом) русловом аллювии обычно характерно увеличение удельных концентраций от грубых к более тонким фракциям [285, 303, 325]. Анализ распределения металлов в гранулометрическом спектре техногенных илов р. Пахры (2 км ниже г. Подольска) показал, что

практически все они также характеризуются направленным ростом их удельных концентраций от фракции песка к фракции глины, которая является основным концентратором большинства изученных химических элементов (табл. 281) [729, 759, 824]. Исключение составляют железо, для которого меньшие концентрации установлены для более тонких фракций (его основной концентратор – фракция крупного алеврита 0,10–0,01 мм), и ртуть, наиболее высокие уровни которой наблюдаются во фракции 0,25–0,1 мм (мелкий песок).

Таблица 281. Распределение металлов в гранулометрических фракциях техногенных илов р. Пахры

Металл	Фракция, мм										Отношение			
	I		II		III		IV		V		II : I	III : I	IV : I	V : I
	1–0,25		0,25–0,10		0,10–0,01		0,01–0,005		<0,005					
	C	K _C	C	K _C	C	K _C	C	K _C	C	K _C				
Al	18400	0,8	26900	0,9	52800	1,8	75600	1,8	87000	3,3	1,4	2,8	4,1	4,7
Mn	250	3,1	344	2,5	448	1,2	492	0,8	472	0,7	1,3	1,8	1,9	1,8
Fe	42800	24	57400	24	85800	36	18200	8,7	15400	24	1,3	2,0	0,4	0,3
Ti	305	0,9	663	2,7	2617	1,9	3414	1,5	4671	1,2	2,1	8,5	11,1	15,3
V	28	2,8	24	1,7	45	1,4	70	1,2	116	1,3	0,8	1,6	2,5	4,1
Cr	108	6,8	110	37	350	6	429	5,1	449	7,5	1,0	3,2	3,9	4,1
Ni	86	2,8	97	7,5	154	6,2	274	7	353	7,5	1,1	1,8	3,1	4,1
Zn	218	1,8	321	2,8	422	3,5	511	2,1	570	2,6	1,4	1,9	2,3	2,6
Ag	1,99	3	1,58	4	3,7	8	4,7	6,7	4,6	5,8	0,8	2,0	2,3	2,3
Sn	66	22	58	18	143	24	256	13,5	261	8,2	0,8	2,1	3,8	3,9
Hg	0,083	83	0,04	40	0,26	5,2	0,22	1,1	0,22	1,1	0,5	3,1	2,6	2,6
Pb	182	6,5	212	16,3	431	19,6	761	23	914	15,8	1,1	2,3	4,1	5,0

Примечание. C – удельное содержание во фракции, мг/кг; K_C – коэффициент концентрации относительно содержания в данной фракции отложений выше города (относительно местного фона).

Техногенные аномалии большинства химических элементов проявились за счет увеличения их удельных концентраций практически во всех выделенных фракциях. Исключение составляют Al, Ti и Mn. В частности, содержания Al в песчаных фракциях (по сравнению с местным фоном) и Ti в грубом песке практически не изменились, а концентрации Mn во фракциях менее 0,01 мм, наоборот, заметно понизились. В сравнении с местным фоном наиболее сильно возросли концентрации V, Mn и Hg – в грубом песке, Ti и Cr – в мелком песке, Fe, Zn, Ag и Sn – в крупном алеврите, Pb – в мелком алеврите, Al – в глинистой фракции. Для Ni аномалии практически равной интенсивности проявились во фракциях менее 0,25 мм. Следует отметить своеобразное распределение Hg, Cr, Sn и отчасти Pb, наиболее (или достаточно) интенсивные аномалии которых проявились в грубых (песчаных) фракциях. В нативных условиях на крупных частицах ила (при исследовании его образцов под бинокулярном) наблюдалось своеобразное налипание коллоидных частиц, что, очевидно, является следствием сорбционных процессов. Не исключено, что эти частицы (не разрушенные в ходе гранулометрического анализа, осуществляемого без использования жестких реагентов), обогащенные металлами, и создают отмеченный эффект, в результате чего интенсивность проявления аномалий в крупных фракциях илов более значительна. Кроме того, определенная часть крупных частиц илов формируется в результате коагуляции тонкой взвеси (обогащенной ртутью), что особенно характерно для ближних зон воздействия источников загрязнения [703].

Анализ баланса распределения металлов в гранулометрическом спектре техногенных илов р. Пахры показал, что практически для всех из них основным носителем является фракция крупного алеврита (0,10–0,01 мм), с которой связано до 50–70% валового содержания элементов. Это, с одной стороны, обусловлено высокой долей данной фракции в илах (очевидно, как следствие поступления техногенной взвеси), с другой – достаточно высокими удельными концентрациями в ней металлов. Показательно, что выше города с этой фракцией (количество которой в среднем составляет 20%) связано до 75–80% от валового количества металлов в русловых отложениях. Кроме того, по сравнению с местным фоном существенно возросло значение (как носителя химических элементов) фракции 0,25–0,10 мм. Так, если в речных отложениях выше города на долю этой фракции (доминирующей в отложениях – до 43–47%) обычно приходится не более 10–15% от валового количества металлов, то в зоне загрязнения с ней связано до 20–30% от общего количества металлов в илах (относительное количество этой фракции в техногенных илах составляет обычно

не более 30%). На долю фракций песка в техногенных илах приходится в среднем по 10–20% валового содержания элементов, накапливающихся в илах. Таким образом, основным концентратом металлов в техногенных илах (и фоновом аллювии) обычно является фракция глины, основным их носителем – фракция крупного алеврита.

В техногенных илах р. Инсар в зоне влияния г. Саранска наиболее высокие концентрации металлов установлены во фракциях мельче 0,25 мм (табл. 282). По сравнению с местным фоном (с. Зыково) именно в этих фракциях наиболее интенсивно проявились и техногенные аномалии. В краевой части прослеженной зоны загрязнения (в р. Алатырь в районе г. Ардатова) основными концентраторами металлов в илистых и песчаных разновидностях русловых отложений также являются фракции < 0,25 мм. Даже в более крупном водотоке (в р. Суре) на значительном удалении (~ 140 км) от основного источника загрязнения (г. Пензы) фракции мельче 0,25 мм являются основными концентраторами металлов во всех литологических разновидностях русловых отложений. Исключение составляют разнотернистые пески, в которых максимальные удельные концентрации меди и цинка приурочены к фракции 0,50–0,25 мм.

Таблица 282. Металлы в гранулометрических фракциях донных отложений р. Инсар, мг/кг [703]

Место отбора проб	Никель			Цинк			Кадмий			Свинец		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
с. Зыково	7	10	15	9	40	51	–	–	–	10	20	25
Устье руч. Никитинский	19	48	68	50	80	100	250	551	641	11	22	150
5 км ниже	20	24	35	45	78	85	225	231	251	12	20	75
с. Анненково	6	10	42	20	88	102	209	219	311	11	22	51

Примечание. Размер фракций, мм: I – 1–0,5; II – 0,5–0,25; III – < 0,25.

В табл. 283 приведены данные о распределении ртути в различных гранулометрических фракциях техногенных илов и фонового аллювия р. Нуры [673, 676]. Результаты по фоновым отложениям подтверждают хорошо известный факт – закономерное и существенное (в десятки раз) увеличение удельных концентраций ртути от грубых к более тонким фракциям. Основным концентратом ртути в фоновом аллювии является фракция глины, основным носителем – фракция среднего песка, с которой связано более 40% валового содержания металла в отложениях, что обусловлено. Заметное количество ртути (до 25–30%) связано с глинистой фракцией, что в большей степени обусловлено высокими удельными концентрациями металла в данной фракции. В условиях загрязнения аномалии ртути в техногенные илах проявились за счет резкого увеличения ее содержания во всех фракциях и практически на всем изученном отрезке русла р. Нуры. Однако характер распределения этого металла в гранулометрическом спектре илов принципиально иной, чем в фоновом аллювии. Прежде всего, вблизи основного источника поступления стоков (т. е. в зоне максимального загрязнения) основными концентраторами ртути являются, как правило, более грубые фракции отложений. Особенно четко различие между фоновым аллювием и илами фиксируется различными соотношениями (рис. 92).

Графики, приведенные на рис. 92, подтверждают значимость грубых фракций как концентратов ртути. Интенсивность проявления техногенных аномалий в более грубых фракциях также выражена резче. Как отмечалось выше, такое своеобразие в распределении ртути может быть объяснено особенностями структурно-агрегатного состава техногенных илов. Отметим также, что верхние слои техногенных илов часто представляют собой сильно насыщенную суспензию, состоящую в значительной массе из таких частиц, образующихся в результате коагуляции и флокуляции. Возможно, что при различных технологических процессах, а также при очистке сточных вод происходит обогащение ртутью более грубых частиц, которые, обладая большей гидравлической крупностью, осаждаются в первую очередь в ближней зоне загрязнения. Обычно доля таких фракций (особенно грубозернистого и крупного песка) в общей массе техногенных илов незначительна (в среднем 6%), поэтому общее количество связанной с ними ртути невелико (первые проценты от вала). Доля фракций среднего, мелкого и тонкого песка уже более существенна и, как правило, именно они являются основными носителями ртути на ближайших от источника загрязнения участках русла. При удалении от источника загрязнения отмечается снижение валовых содержа-

ний ртути и изменение в характере ее распределения в гранулометрическом спектре илов. Роль основных концентраторов переходит к более тонким фракциям – алевритовым и глинистым, причем последние, по сути, являются и основными (часто наряду с мелкими и тонкими песками) носителями ртути. По всей видимости, это связано с определенной дифференциацией русловых наносов и более дальней миграцией тонких частиц – явление хорошо известное и описанное в литературе. Еще более резко отмеченная тенденция проявляется в периферической части прослеженного потока рассеяния. Интересно отметить, что во фракции грубого песка по всему потоку фиксируются достаточно контрастные техногенные аномалии. В общем случае, можно считать, что по мере удаления от источника загрязнения характер и особенности распределения ртути в илах приближаются к фоновым параметрам.

Таблица 283. Ртуть в различных гранулометрических фракциях донных отложений р. Нуры

Расстояние от ГКС, км	Горизонт, см	Грубозернистый песок		Крупный песок		Средний песок	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
3	2–20	100	0,4	600	3,02	1000	90,10
	20–40	1000	5,44	500	3,25	1000	7,84
	40–60	300	1,47	600	3,53	600	66,90
	60–80	300	0,69	100	0,25	500	28,14
	100–120	1500	1,64	1000	1,11	1000	45,61
	120–140	100	1,84	300	2,93	300	3,42
9	40–60	–	–	50	3,71	10	5,81
	80–100	–	–	4	1,58	3	1,35
	120–140	–	–	1,2	2,42	0,5	1,13
32	20–60	–	–	1,2	8,65	0,45	11,02
105	20–40	–	–	4	2,20	1,3	10,26
	90–120	–	–	0,35	25,94	0,28	27,94
Фон	0–20	0,010	0,72	0,031	20,21	0,12	41,15

Окончание табл. 283

Расстояние от ГКС, км	Горизонт, см	Мелкий песок		Тонкий песок		Алеврит		Глина	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
3	2–20	100	1,27	100	2,62	100	0,62	100	1,97
	20–40	400	4,26	300	7,96	500	52,95	400	18,3
	40–60	600	9,31	300	9,37	200	1,52	400	7,90
	60–80	500	31,38	300	20,79	200	9,96	100	8,79
	100–120	1000	5,21	500	39,61	500	2,61	200	4,21
	120–140	300	12,92	300	6,65	300	48,9	400	23,34
9	40–60	20	13,41	100	17,81	100	11,31	100	47,95
	80–100	42	23,71	50	10,88	60	5,6	200	56,88
	120–140	3	9,0	20	22,24	42	5,41	100	59,80
32	20–60	0,75	19,01	1,4	8,91	1,2	5,12	5	47,29
105	20–40	3,5	28,47	3,5	7,53	5	7,42	8	46,12
	90–120	0,29	20,34	0,9	5,27	1	2,27	1	18,24
Фон	0–20	0,26	5,39	0,50	2,83	0,46	1,55	0,80	28,15

Примечание. мг/кг – удельная концентрация ртути в фракции; % – доля ртути от вала, приходящаяся на фракцию, %.

Таким образом, в техногенных илах геохимические аномалии изученных тяжелых металлов проявились (с разной степенью интенсивности) за счет увеличения их удельных концентраций во всех выделяемых фракциях. Практически все металлы характеризуются направленным ростом их удельных концентраций от фракций песка к фракции глины, которая является их основной фракцией-концентратором. Исключение составляют железо (основной концентратор – фракция крупного алеврита) и ртуть (фракции-концентраторы – мелкий или средний песок), что обусловлено особенностями структурно-агрегатного состава техногенных илов. В качестве фракции-носителя для большинства металлов выступает крупный алеврит, с которым связано до 50–70% их валового содержания, что обусловлено высокой долей данной фракции в отложениях и относительно высо-

кими удельными концентрациями металлов в ней. Для ртути основным носителем (в зависимости от удаления от источника загрязнения и горизонта илов) являются фракции среднего или мелкого песка, иногда – тонкого песка или алеврита.

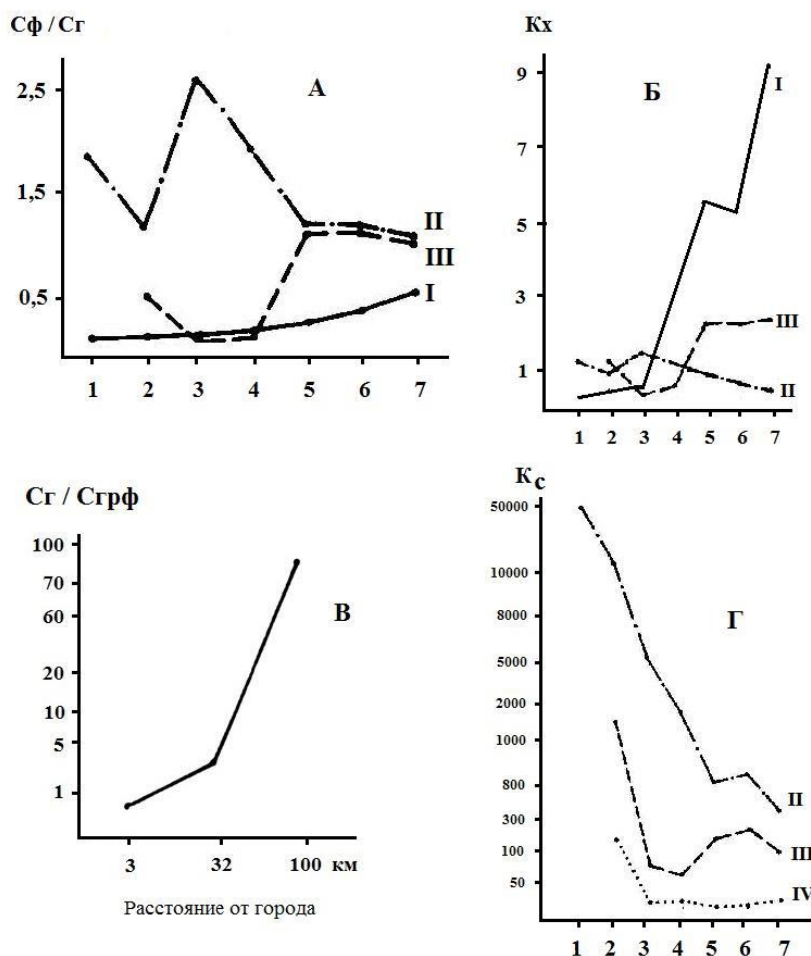


Рис. 92. Распределение ртути в гранулометрическом спектре донных отложений р. Нуры [676].

I – фон, II – Главная канава стоков, III – р. Нура, 9 км ниже ГКС, IV – р. Нура, 32 км ниже ГКС;
1–7 – фракции, мм: 1 – 2–1, 2 – 1–0,5, 3 – 0,5–0,25, 4 – 0,25–0,1, 5 – 0,1–0,063, 6 – 0,063–0,04, 7 – < 0,04; А: C_f – удельная концентрация во фракциях, C_r – удельная концентрация в фракции глины; Б: K_x – отношение удельного содержания ртути во фракции к валовому; В: C_r – удельное содержание в фракции глины, C_{rpf} – удельное содержание в грубозернистом песке; Г: интенсивность концентрирования (в K_c) удельных концентраций ртути в разных фракциях относительно фона.

6.2. Формы нахождения тяжелых металлов в илах и состав иловых вод

Формы нахождения химических элементов, концентрирующихся в донных отложениях водных объектов, достаточно разнообразны. Анализ опубликованных данных показывает, что в большинстве работ речь преимущественно идет о так называемых минералого-геохимических формах нахождения химических элементов в различных отложениях, выделяемых по формально-генетическому признаку. Это понятие – минералого-геохимические формы нахождения химических элементов – обосновано Ю.Е. Саетом и Н.И. Несвижской [507]. В частности, по мнению указанных исследователей, важнейшими минералого-геохимическими формами, заключающими элементы-индикаторы во вторичных наложенных ореолах в аллохтонных отложениях, являются: водорастворимые соединения (преимущественно сульфаты и хлориды тяжелых металлов), обменно-сорбированный комплекс, карбонаты и труднорастворимые сульфаты, гидроксиды железа, мар-

ганца, алюминия и кремния, органическое вещество, глинистые минералы, сульфиды (гипергенные, преимущественно пирит).

На практике, с эколого-геохимической точки зрения, рационально различать подвижные, относительно подвижные и прочносвязанные формы нахождения химических элементов. В данном случае под «подвижностью» понимается способность элементов относительно активно включаться в миграционные потоки (например, переходить в растворенное состояние при соответствующих изменениях условий среды, усваиваться живыми организмами и т. д.). Для преобразования прочносвязанных форм необходимо более длительное время их нахождения в гипергенных условиях или более резкие изменения последних, либо участие какого-то специфического фактора (например, кислотных дождей). Естественно, что «относительно подвижные формы нахождения» занимают некое промежуточное положение. В нативных условиях для биологической пищевой цепи практически доступны только геохимически активные формы металлов, особенно легкоподвижные формы (в отечественной литературе их часто называют солевой формой, которая объединяет водорастворимые хлориды и сульфаты, обменно-сорбированные соединения, карбонаты, водонерастворимые сульфаты) и некоторые органоминеральные соединения. Значимость техногенных илов как источников вторичного загрязнения в существенной степени определяется именно наличием геохимически активных форм поллютантов.

Типичными веществами, в значительных количествах накапливающимися в техногенных речных илах в промышленно-урбанизированных районах, являются тяжелые металлы, которые в результате разнообразных процессов, свойственных аллювиальной обстановке осадконакопления, способны высвобождаться из отложений в водную фазу и поглощаться гидробионтами. Интенсивность миграции металлов из техногенных илов в поверхностные (речные) воды, существенно увеличивающая эколого-токсикологическую опасность техногенного загрязнения, зависит не только от их валового содержания в отложениях, но и от форм нахождения в последних и степени концентрирования в иловых (поровых) водах. Ниже на конкретных примерах рассматриваются особенности распределения и формы нахождения тяжелых металлов в техногенных илах и интенсивность их концентрирования в иловых водах.

Река Пахра

Пробы русловых отложений (слой 0–30 см) отбирались на следующих опорных участках русла р. Пахры: I – выше г. Подольска (местный фон), IV – устье руч. Черного, V, VII, VIII и XI – соответственно 0,5; 5; 9 и 25 км ниже устья руч. Черного (см. рис. 53). Отбор проб осуществлялся с помощью бура ТБГ-1 в белые полотняные мешочки; пробы высушивались на воздухе, просеивались через сито с диаметром отверстий 1 мм и помещались в бумажные пакеты. Иловые воды (из специально отобранных проб отложений) выделялись с помощью центрифуги. Отбор речных (придонных) вод производился батометром-бутылкой ГР-16 на штанге. Водные пробы фильтровались через мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм. Для установления форм нахождения металлов в отложениях использовался фазовый анализ, основанный на последовательной обработке их образцов селективными экстрагентами (табл. 284). Определение металлов в отложениях, в экстрактах из них и в водных пробах (фильтратах) осуществлялось атомной абсорбцией. В табл. 285 приведены данные по формам нахождения Cd, Cu, Ni, Pb в донных отложениях р. Пахры, в табл. 286 – интенсивность их концентрирования в техногенных илах в зоне влияния г. Подольска, в табл. 287 – содержания металлов в иловых и придонных водах [724, 738, 770, 771, 773, 781, 784, 790, 806]. Выше г. Подольска (опорный участок I – местный фон) русло Пахры, как было отмечено выше, выстлано в основном среднезернистыми песками, химический состав которых близок составу фонового аллювия, что закономерно, поскольку этот участок речного русла испытывает слабое техногенное воздействие. Ниже впадения руч. Черного (места сброса сточных вод) в структуре изученного отрезка Пахры (зоны техногенного осадконакопления) можно выделить три части: ближнюю (участки IV–VII), среднюю (участок VIII) и краевую (участок XI). Здесь в русле р. Пахры с разной степенью интенсивности развиты техногенные илы, удельные содержания тяжелых

металлов в которых обычно существенно превышают как региональные, так и местные фоновые уровни.

Таблица 284. Схема последовательной обработки проб донных отложений для извлечения различных форм нахождения тяжелых металлов

№ п/п	Экстрагент	Преобладающие формы и их подвижность
1	Ацетатно-буферная смесь, pH=4,2	Сорбционно-карбонатные; высокая миграционная подвижность
2	Раствор пирогеносфата натрия, pH ~ 13	Органические (металлы, связанные с гумусовыми веществами); повышенная подвижность
3	Раствор 0,15 н HCl	Гидроксидные (металлы, связанные с аморфными оксидами Mn, оксидами и гидроксидами Fe); повышенная подвижность
4	Раствор 6 н HCl	Кристаллические (металлы, связанные с кристаллическими оксидами); относительно устойчивые формы.
5	Остаток *	Силикатные (металлы, входящие в состав решеток обломочных и глинистых минералов); устойчивые формы.

* Рассчитывался путем вычитания содержания суммы предыдущих форм из общей концентрации металла.

В пределах местного фона основными формами нахождения кадмия в русловом аллювии являются органические (37% от вала) и силикатные (24,1%); суммарная доля его кристаллических и силикатных форм достигает 39%. В техногенных илах доминируют сорбционно-карбонатные (наиболее подвижные) формы кадмия (до 58–68% от вала), устойчивые его формы (силикатные и особенно кристаллические) имеют подчиненное значение (14–36% и 4,4–9% соответственно), количество органических соединений, несмотря на высокое содержание органики в илах, невелико (1,5–4%). По мере удаления от источника загрязнения в илах наблюдается резкое снижение общего содержания кадмия (с 17 мг/кг вблизи города до 1,80–0,50 мг/кг в 9–25 км от него) и изменяется соотношение его форм нахождения. Так, в краевой части прослеженной зоны техногенного осадконакопления в илах отмечается заметное снижение доли сорбционно-карбонатных и увеличение органических и силикатных форм кадмия. Наиболее интенсивно техногенные аномалии кадмия проявлены для его сорбционно-карбонатных форм нахождения. Важной особенностью распределения кадмия в техногенных илах являются его высокие концентрации в иловых водах, существенно превышающие уровни в придонных и фоновых речных водах. Безусловно, кадмий, присутствующий в растворе иловых вод, представляет наиболее подвижную долю его запасов в илах, способную активно включаться в миграционные потоки и участвовать в биогеохимических процессах.

Отмеченные выше особенности распределения и закрепления кадмия в фоновом русловом аллювии и техногенных илах вполне закономерны. Так, в природных водоемах обычно наблюдается корреляция содержания кадмия (при очень низких его валовых концентрациях) с органическим (прежде всего, гумусовым) веществом [376]. Это, очевидно, и находит отражение в значимой доле органических форм данного металла в фоновом русловом аллювии р. Пахры, в органическом веществе которого относительное содержание (относительная доля) гумусовых веществ превышает 83%, тогда как в техногенных илах оно существенно ниже – 33–46% [318]. Карбонатные соединения кадмия, судя по всему, в заметных количествах образуются непосредственно в ходе очистки сточных вод (для дезинфекции стоков и обеззараживания осадков сточных вод применяются негашеная и хлорная известь, гипохлорит кальция и т. д.) и затем в составе взвеси сточных вод поступают в реку. Например, в осадках сточных вод промышленного города доля форм кадмия, извлекаемых ацетатно-буферной вытяжкой, достигала 52,7% (при его валовом содержании 37,2 мг/кг) [681]. В отложениях устьевой зоны сбросного канала очистных сооружений г. Минска, по которому сточные воды поступают в р. Свислочь, доля поверхностно-сорбированных форм кадмия (при его общем содержании 22,3 мг/кг) составляла 61%, органических – 10% [323]. Известно [318], что в ходе миграции кадмий активно сорбируется тонкими частицами наносов. Илы, развитые в р. Пахре ниже г. Подольска, отличаются от фонового аллювия высокими содержаниями алевритовых и глинистых частиц, а также карбонатных и глинистых минералов, являющихся коллекторами тяжелых металлов. Наблюдаемые пространственные изменения в распределении кад-

мия и баланса его форм нахождения в отложениях ниже города обусловлены разубоживанием техногенного материала природными наносами и трансформацией вещества илов гипергенными процессами.

Таблица 285. Формы нахождения металлов в донных отложениях р. Пахры

Уча- сток реки	Вал, мг/кг	Формы нахождения									
		Сорбционно- карбонатные		Органичес- кие		Гидроксид- ные		Кристалличе- ские		Силикат- ные	
		мг/кг *	% **	мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
Кадмий											
I	0,54	0,07	13,0	0,20	37,0	0,06	11,1	0,08	14,8	0,13	24,1
IV	3,71	2,51	67,7	0,29	7,8	0,10	2,7	0,29	7,8	0,52	14,0
V	17,00	10,0	58,8	0,26	1,5	0,29	1,7	0,75	4,4	5,70	33,6
VII	6,47	4,20	64,9	0,10	1,5	0,11	1,7	0,33	5,1	1,73	26,8
VIII	1,80	1,08	59,8	0,07	4,0	0,03	2,1	0,11	6,0	0,51	28,1
XI	0,50	0,19	37,8	0,06	13,0	0,02	4,0	0,05	9,0	0,18	36,2
Медь											
I	40	11,56	28,9	18,56	46,4	3,76	9,4	5,56	13,9	0,56	1,4
IV	190	42,94	22,6	64,41	33,9	52,63	27,7	15,01	7,9	15,01	7,9
V	530	55,12	10,4	182,85	34,5	157,94	29,8	44,52	8,4	89,57	16,9
VII	120	25,44	21,2	46,68	38,9	33,12	27,6	10,68	8,9	4,08	3,4
VIII	90	36,09	40,1	22,14	24,6	12,33	13,7	5,85	6,5	13,59	15,1
XI	48	31,77	66,2	9,45	19,7	3,84	8,0	2,37	4,9	0,57	1,2
Никель											
I	24	9,29	38,7	4,63	19,3	2,76	11,5	4,94	20,6	2,38	9,9
IV	67	35,31	52,7	5,70	8,5	12,39	18,5	8,17	12,2	5,43	8,1
V	157	55,11	35,1	13,34	8,5	24,65	15,7	18,37	11,7	45,53	29
VII	45	22,23	49,4	4,32	9,6	6,93	15,4	6,35	14,1	5,17	11,5
VIII	35	13,30	38,0	0,49	1,4	5,32	15,2	5,21	14,9	10,68	30,5
XI	32	14,30	44,7	4,2	13,1	5,6	17,5	6,18	19,3	1,72	5,4
Свинец											
I	35	4,24	12,1	1,05	3,0	8,50	24,3	14,81	42,3	6,40	18,3
IV	357	99,96	28,0	6,43	1,8	138,87	38,9	69,62	19,5	42,12	11,8
V	210	73,50	35,0	6,72	3,2	65,10	31,0	44,10	21,0	20,58	9,8
VII	140	55,86	39,9	4,34	3,1	40,74	29,1	28,00	20,0	11,06	7,9
VIII	70	35,70	51,0	1,40	2,0	16,10	23,0	10,85	15,5	5,95	8,5

* Удельная концентрация, мг/кг. ** Относительная доля от валового содержания, %.

Доминирующими формами нахождения меди в донных отложениях фонового участка являются органические (46,4% от вала) и сорбционно-карбонатные (28,9%). Суммарная доля устойчивых (кристаллических и силикатных) форм кадмия в русловом аллювии составляет 15,3%, количество гидроксидных форм невелико и достигает 9,4%. Таким образом, в фоновых условиях медь концентрируется в русловом аллювии главным образом в относительно подвижных формах, однако ее удельные валовые содержания невелики, что свидетельствует о незначительной роли донных отложений в поставке данного металла в водную фазу. Это подтверждается и невысокими содержаниями меди в иловых и придонных водах. В техногенных илах, накапливающихся в ближней зоне воздействия, существенно увеличиваются удельные концентрации и относительная доля гидроксидных и силикатных форм меди (до 27,6–29,8% и 3,4–16,9% соответственно) и снижается доля сорбционно-карбонатных (до 10,4–22,6%) и кристаллических (до 7,9–8,9%) форм нахождения (при заметном увеличении их удельных концентраций). Обращает на себя внимание пространственная неоднородность распределения (на сравнительно незначительном по линейной протяженности отрезке русла) как удельных концентраций, так и относительной доли сорбционно-карбонатных и силикатных форм меди. В целом же в техногенных илах преобладают органические (33,9–38,9% от вала) и гидроксидные (27,6–29,8%) формы, достаточно велико содержание сорбционно-карбонатных форм (10,4–22,6%).

Таблица 286. Интенсивность концентрирования тяжелых металлов в техногенных илах р. Пахры *

Участок реки	Формы нахождения				
	Сорбционно-карбонатные	Органические	Гидроксидные	Кристаллические	Силикатные
<i>Кадмий</i>					
IV	35,8	1,5	1,7	3,6	4,0
V	142,8	1,3	4,8	9,4	43,8
VII	60,0	0,5	1,8	4,1	13,3
VIII	15,4	0,35	0,5	1,4	3,9
XI	2,7	0,3	0,3	0,6	1,4
<i>Медь</i>					
IV	3,7	3,5	14,0	2,7	26,8
V	4,8	9,9	42,0	8,0	159,9
VII	2,2	2,5	8,8	1,9	7,3
VIII	3,1	1,2	3,3	1,1	24,3
XI	2,7	0,5	1,0	0,4	1,0
<i>Никель</i>					
IV	3,8	1,2	4,5	1,6	2,3
V	5,9	2,9	9,0	3,7	19,1
VII	2,4	0,9	2,5	1,3	2,2
VIII	1,4	0,1	1,9	1,1	4,5
XI	1,5	0,9	2,1	1,3	0,7
<i>Свинец</i>					
IV	23,6	6,1	16,3	4,7	6,6
V	17,3	6,4	7,7	2,9	3,2
VII	13,2	4,1	4,8	1,9	1,7
VIII	8,4	1,3	1,9	0,7	0,9

* В коэффициентах концентрации относительно фона для конкретных форм содержания.

Таблица 287. Тяжелые металлы в иловых и придонных водах р. Пахры, мкг/л

Участок реки	Иловая вода	Придонная вода
Кадмий		
I	0,5	0,2
IV	1,4	0,9
V	3,6	1,0
VII	2,6	1,8
VIII	2,6	2,0
XI	1,8	0,5
Фон *	0,133	
Медь		
I	4	3
IV	18	33
V	36	23
VII	60	19
VIII	32	13
XI	26	9
Фон *	7,62	
Никель		
I	4,2	3,8
IV	17,5	85,8
V	83,0	54,0
VII	59,7	18,6
VIII	31,9	12,6
Фон *	2,5	
Свинец		
I	5,12	3,21
IV	73,0	19,0
V	60,0	16,6
VII	32,0	12,0
VIII	12,0	3,8
Фон *	2,17	

* В водах рек Московской области [711].

В илах, накапливающихся в средней части зоны техногенного осадконакопления (участок V), доминирующими формами меди уже являются сорбционно-карбонатные (40,1%) и в меньшей степени – органические (24,6%). Наиболее интенсивно техногенные аномалии меди проявлены для ее силикатных форм нахождения. По мере удаления от источника загрязнения в илах происходит не только снижение валовых содержаний меди, но и еще большее (по сравнению с фоном) изменение баланса ее форм нахождения. Так, в краевой части прослеженной зоны техногенного осадконакопления (участок VXI) наблюдается значительное увеличение доли сорбционно-карбонатных форм (с 10,4–22,6% вблизи города до 66,2%), снижение органических (с 34–35% до 19,7%) и гидроксидных (с 27,6–29,8% до 8%) форм меди. Техногенные аномалии меди проявились здесь только в ее сорбционно-карбонатных формах. Как следует из приводимого материала, в илах, как и в фоновом аллювии, также преобладают подвижные, геохимически активные формы нахождения меди, однако, что принципиально, удельное содержание ее подвижных форм в илах намного выше, нежели в аллювии. Бо-

лее того, удельные концентрации меди, связанной с сорбционно-карбонатными, органическими или гидроксидными формами, превышают ее валовое фоновое содержание. Это указывает на повышенную экотоксикологическую опасность илов и их роль как вторичного источника загрязнения водной массы медью, что, в частности, подтверждается интенсивным концентрированием ее в иловых водах. Безусловно, медь, присутствующая в иловых водах в повышенных концентрациях, представляет наиболее подвижную долю ее запасов в илах, способную включаться в миграционные потоки, участвовать в биогеохимических процессах, оказывать непосредственное токсическое воздействие на гидробионты. В частности, минимальные концентрации меди, при которых возможны острые токсические эффекты для гидробионтов, оцениваются в 6–17 мкг/л [376]. Как видим (табл. 287), установленные в иловых водах содержания меди превышают указанные значения.

Отмеченные выше особенности распределения и закрепления меди в фоновом аллювии и техногенных илах вполне закономерны. Так, по данным [989], с гуминовыми веществами пресных вод связано более 90% находящейся в них меди. Установлено, что в составе органического вещества дерново-подзолистых почв, развитых в бассейне р. Пахры и являющихся одним из основных источников питания ее осадочным материалом в фоновых условиях, преобладают гумусовые кислоты (до 68–69% от суммы органического вещества) [6], а в почвах для меди, как правило, велико значение органических форм [219]. Все это, очевидно, находит отражение в более высоком относительном содержании органических форм данного металла в фоновом аллювии р. Пахры, в органическом веществе которых доля гумусовых веществ превышает 83%, тогда как в техногенных илах она снижается до 33–46%. Показательно, что во взвеси двух канадских рек (Сент-Франсис и Ямаска, протекающих через южные районы провинции Квебек) значительная часть меди была представлена органическими формами (соответственно 31 и 52%) [1062]. Значимость карбонатных и гидроксидных форм меди в техногенных илах р. Пахры подтверждается очень высокими содержаниями в последних карбонатных минералов и аморфных гидроксидов железа. Как отмечалось выше, собственно карбонатные соединения металлов (в том числе, меди) могут формироваться в ходе очистки сточных вод на городских очистных сооружениях и в составе взвеси сточных вод поступать в реку. Характерной особенностью поведения меди в поверхностных пресных водах является также ее способность сорбироваться тонкими частицами и глинистыми минералами [318, 376], в повышенных количествах содержащихся в илах Пахры, формирующихся ниже г. Подольска. Установленные пространственные изменения в распределении удельных концентраций и баланса форм нахождения меди обусловлены трансформацией техногенных илов гипергенными процессами и разубоживанием природными наносами.

В пределах фонового участка основными формами нахождения никеля в отложениях являются сорбционно-карбонатные (38,7%), кристаллические (20,6%) и органические (19,3%). Доля его гидроксидных и силикатных форм составляет 11,5 и 9,9% соответственно. Таким образом, в фоновом аллювии никель (как и медь) концентрируется в основном в относительно подвижных формах, однако его валовые содержания в аллювии и концентрации в поровых водах невелики, что указывает на незначительную роль донных отложений в поставке этого металла в водную фазу. В илах, формирующихся в ближней зоне осадконакопления, техногенные аномалии никеля наиболее интенсивно проявлены в силикатных, гидроксидных и сорбционно-карбонатных формах. Это отражается в увеличении доли указанных форм в илах и, соответственно, в уменьшении доли органических и кристаллических форм нахождения этого металла. В общем случае баланс форм нахождения никеля в илах отличается от такового в фоновом аллювии. Обращает на себя внимание пространственная неоднородность распределения (на сравнительно незначительном по протяженности отрезка русла) как удельных концентраций никеля, так и относительной доли (в общем балансе) его сорбционно-карбонатных и силикатных форм нахождения. Тем не менее в илах практически в пределах всей прослеженной зоны техногенного осадкообразования преобладают сорбционно-карбонатные формы нахождения никеля, составляющие 35,1–52,7% от вала. Таким образом, в илах также доминируют подвижные формы никеля, однако, что принципиально, их удельные концентрации намного выше, нежели в фоновом аллювии (нередко удельные концентрации никеля, связанного с сорбционно-карбонатными, органическими или гидроксидными формами, превышают его валовое фоновое содержание). Это, наряду с высокими содержаниями ме-

талла в иловых водах, свидетельствует о эколого-токсикологической значимости техногенных илов и их потенциальной роли как вторичного источника загрязнения водной массы.

Ведущая роль сорбционно-карбонатных форм закрепления никеля в русловых отложениях, усиливающаяся в условиях загрязнения, вполне закономерна. Так, собственно карбонатные соединения этого металла, очевидно, формируются в ходе очистки сточных вод на городских очистных сооружениях и в составе взвеси сточных вод поступают в реку. В частности, в осадках сточных вод, образующихся на городских очистных сооружениях в ходе совместной очистки промышленных и бытовых сточных вод, доля форм никеля, извлекаемых ацетатно-аммонийной вытяжкой, достигала 55,6% (при его валовом содержании 320 мг/кг), доля прочносвязанных форм составляла 20,1%, органических – 24,3% [681]. Известно также, что связь никеля с оксидами железа и марганца, которые являются его активными сорбентами, играет важную роль в поведении этого металла в водных системах [318, 376]. Техногенные илы, формирующиеся в р. Пахре в зоне влияния г. Подольска, отличаются высокими содержаниями карбонатных минералов и аморфных гидроксидов железа. Во взвеси канадских рек Сент-Франсис и Ямаска доля никеля, связанного с оксидами железа и марганца, составляла 14 и 24% соответственно [302]. Более высокое относительное содержание в фоновом аллювии органических форм никеля вполне объяснимо известной ролью комплексообразования его с веществами гумусовой природы [318]. Как отмечалось выше, в составе органического вещества дерново-подзолистых почв, развитых в бассейне р. Пахры и являющихся одним из основных источников питания ее осадочным материалом в фоновых условиях, преобладают гумусовые кислоты (до 68–69% от суммы органического вещества) [6]. Это, безусловно, находит отражение в более высоком относительном содержании органических форм данного металла в фоновом аллювии р. Пахры, в органическом веществе которых доля гумусовых веществ превышает 83%, тогда как в техногенных илах она снижается до 33–46%. Согласно [219], никель в верхних горизонтах почв присутствует главным образом в органических формах, часть из которых может быть представлена легкорастворимыми хелатами, что предопределяет их активный вынос и поступление в водные объекты. Техногенные илы, формирующиеся в р. Пахре ниже г. Подольска, отличаются также повышенными содержаниями тонких частиц и глинистых минералов, что предопределяет формирование сорбционных форм данного тяжелого металла. Пространственные (вниз по руслу) изменения в распределении удельных концентраций никеля и его форм нахождения в техногенных илах ниже города обусловлены гипергенными процессами и поступлением природных наносов.

В пределах местного фона существенная доля свинца в русловых отложениях представлена его устойчивыми (кристаллическими и силикатными) формами нахождения, в сумме составляющих более 60% от валового содержания, а относительная доля наиболее подвижных (сорбционно-карбонатных) форм невелика (~ 12% от валового содержания). В илах, формирующихся в р. Пахре в зоне влияния г. Подольска, свинец накапливается преимущественно (до 70–76% от вала) в подвижных и относительно подвижных (главным образом в сорбционно-карбонатных и гидроксидных) формах. Наиболее устойчивые формы нахождения свинца – кристаллические и особенно силикатные – в зоне влияния города имеют подчиненное значение (в сумме они составляют не более 24–31% от валового содержания). Важно отметить следующее (табл. 89–91). Во-первых, в техногенных илах удельные концентрации сорбционно-карбонатных и гидроксидных форм свинца многократно превышают содержания аналогичных форм в фоновом аллювии. Во-вторых, в зоне загрязнения удельные концентрации указанных форм металла нередко превышают его фоновый валовый уровень. В-третьих, уровни свинца в иловых водах существенно выше его концентраций в придонных водах. Все это, вкупе с высоким общим содержанием свинца, априори свидетельствует о повышенной эколого-токсикологической опасности техногенных илов и их роли в поставке данного металла в водную массу и его усвоении гидробионтами.

В ходе русловой миграции в техногенных илах р. Пахры происходит не только закономерное снижение валовых концентраций свинца, но и изменение баланса его форм нахождения, что, очевидно, в первую очередь связано с преобразованием илов гипергенными (диагенетическими) процессами, в меньшей степени – с влиянием дополнительных источников поставки в русло реки осадочного материала (как природного, так и техногенного). Так, вниз по течению (от г. Подоль-

ска) в русловых отложениях р. Пахры отмечается заметное уменьшение относительной доли гидроксидных (с 39 до 23%) и существенное возрастание содержания сорбционно-карбонатных (с 28% до 51%) форм свинца. Это, отчасти, может быть связано с разрушением аморфных («свежих») оксидов и гидроксидов железа и марганца, а также с возрастанием роли сорбционных процессов в осаждении транспортируемого водным потоком металла. Относительное содержание органических соединений свинца изменяется в пределах 1,8–3,2%, что может быть обусловлено варьированием концентрации и состава органического вещества, присутствующего в техногенных илах. Показателен факт некоторого снижения (вниз по течению) относительного содержания в техногенных илах кристаллических (с 19–21 до 15%) и силикатных (с 11,8% до 8–8,5%) форм свинца, свидетельствующий о дальнейшем переносе техногенного осадочного материала, поступающего в реку со сточными водами.

Обращает на себя внимание относительно слабая связь свинца с органическим (гумусовым) веществом, что, судя по всему, вполне закономерно. Так, например, даже в озерных отложениях, богатых органикой, лишь около 5–10% свинца связано с органическим веществом, главным образом с гуминовыми кислотами [1008]. Известно также, что в почвах свинец преимущественно ассоциируется с оксидами марганца и железа, образует карбонаты, сорбируется глинистым веществом [219]. Формированию сорбционных форм свинца способствует своеобразный гранулометрический состав техногенных илов, в которых доля физической глины (фракция размером менее 0,01 мм) составляет 12–16%, а фракция размером менее 0,005 мм – до 5–8%. Указанные частицы являются не только основными фракциями-концентраторами, но и фракциями-носителями свинца в техногенных илах. Известно, что свинец особенно интенсивно аккумулируется в наиболее тонких фракциях осадочных образований [322]. Значимость карбонатных, сорбционных и гидроксидных форм свинца в техногенных илах р. Пахры подтверждается очень высокими содержаниями в последних карбонатных минералов и аморфных гидроксидов железа. Показательно, что относительная доля форм Fe, извлекаемых ацетатно-буферной, пиродифосфатной и кислотной (раствор 0,15 н HCl) вытяжками, в отложениях Пахры выше города составляет 78%, 8,1% и 1,9%, а ниже – 53,8%, 22,7% и 5,8% соответственно. Собственно карбонатные соединения Pb, безусловно, формируются и в ходе очистки сточных вод на очистных сооружениях и в составе взвеси сточных вод поступают в реку.

Таким образом, техногенные илы, формирующиеся в зоне загрязнения, отличаются от фонового руслового аллювия не только высокими концентрациями кадмия, меди, никеля и свинца, но и принципиально иным соотношением их основных форм нахождения, что проявляется, прежде всего, в заметном увеличении доли подвижных соединений указанных тяжелых металлов, способных при определенных условиях переходить в водную фазу и поглощаться гидробионтами. В частности, для кадмия фиксируется резкое увеличение доли сорбционно-карбонатных форм (при существенном снижении доли органических форм). Для меди отмечается рост относительного содержания гидроксидных и (особенно при удалении от города) сорбционно-карбонатных форм нахождения. Для никеля наблюдается определенное увеличение доли сорбционно-карбонатных и гидроксидных форм (при заметном снижении доли органических и кристаллических форм). Для свинца характерен заметный рост относительного содержания сорбционно-карбонатных и небольшое увеличение доли гидроксидных форм (при снижении количества кристаллических и силикатных форм). В зоне техногенного загрязнения все изученные тяжелые металлы отличаются высокими концентрациями в иловых водах, существенно превышающими их уровни в придонных водах и фоновые содержания в поверхностных (речных) водах. Полученные результаты свидетельствуют о важной роли сорбционных процессов в осаждении переносимых водным потоком тяжелых металлов, особенно при удалении от источника загрязнения. Судя по всему, вблизи города значение имеет гидравлическое осаждение техногенной взвеси, в которой металлы присутствуют в «первичных» (например, в карбонатных) формах, образовавшихся в ходе очистки сточных вод на городских очистных сооружениях. Выявленная пространственная дифференциация баланса форм нахождения металлов указывает на их трансформацию непосредственно в техногенных илах.

Для установления форм нахождения металлов в различных отложениях (осадки сточных вод, илы, взвесь) использовалась одна из схем фазового анализа. Выделялись 3 группы форм закрепления металлов: легкоподвижные, органоминеральные, прочие (табл. 288). Естественно, что подобное разделение металлов в существенной мере условно, но, тем не менее, можно полагать, что каждая группа объединяет их соединения, близкие по особенностям своего поведения в условиях окружающей среды, и позволяет оценить миграционную подвижность и эколого-токсикологическую значимость поллютантов [703].

Таблица 288. Схема последовательной обработки проб донных отложений для извлечения различных групп форм металлов

Группы форм	Последовательность обработки навески образца	Возможная интерпретация
Легко-подвижные	Ацетатно-буферная смесь (уксуснокислый буфер с pH=4,2; 1 объем соли 1 N раствора уксуснокислого натрия и 2 объема 1 N уксусной кислоты); соотношение Т:Ж=1:10; 20 мин. на водяной бане (до полного выхода карбонатов); фильтрование для получения фильтрата (вытяжки).	Преобладание обменно-сорбированных (иногда условно называемых поверхностно-сорбированными) и карбонатных форм металлов.
Органоминеральные	Обработка твердого остатка перекисью водорода (30%-ная), соотношение Т:Ж=1:1, выпаривание на водяной бане до образования влажных солей; обработка H ₂ O ₂ повторялась до 3-х раз; затем – промывка буферной смесью (pH 4,2) и фильтрование для получения вытяжки.	Присутствие относительно подвижных органоминеральных (видимо, преобладают) и (в меньшей степени) устойчивых органоминеральных форм металлов; возможен переход некоторых количеств металлов, связанных (адсорбированные и соосажденные) с неустойчивыми (аморфными) гидроксидами Fe, в меньшей степени Mn, Al, возможно Si.
Прочие	Количество прочих форм металла рассчитывалось путем вычитания содержания суммы легкоподвижных и органоминеральных форм конкретного элемента из его валовой концентрации.	Преимущественно металлы, входящие в состав решеток обломочных и глинистых минералов, связанные с гидроксидами Fe, отчасти Al, Mn; возможны сульфиды; металлы, связанные с неустойчивыми гидроксидами, обладают достаточно высокой подвижностью.

Примечание. Определения содержаний металлов, перешедших в вытяжки, осуществлялось атомной абсорбцией.

В фоновом русловом аллювии практически для всех изученных металлов резко преобладает группа так называемых прочих форм и, соответственно, характерны очень низкие значения коэффициентов подвижности (табл. 289). Это закономерно для подобных, выражаясь терминологией старой геологической литературы, потрепанных осадочных отложений, каковыми является русловой аллювий, и обусловлено преимущественным вхождением химических элементов в состав решеток неразложившихся обломочных и терригенных минералов (такую форму нахождения часто называют силикатно-обломочной, или кристаллической). Исключение составляет Mn, отличающийся существенными количествами легкоподвижных и органоминеральных соединений, что, например, может быть следствием формирования карбонатов и свежих оксидных пленок в результате окисления 2-х и 3-валентного Mn под защитой органических комплексов. В частности, такие явления известны для современного аллювия Русской равнины [303]. Типично для фонового аллювия и повышенное содержание органоминеральных и (в меньшей степени) легкоподвижных форм Co, Ni и Cu. Известно, что Ni и Cu отличаются достаточно тесной ассоциацией с карбонатами и легкорастворимыми органическими хелатами [376, 1062], а геохимическое поведение кобальта в речной среде очень схоже с поведением марганца [318].

Своеобразие физико-химических условий формирования ОСВ отражается не только на их петрохимическом составе, но и на принципиально ином, нежели в фоновом аллювии, балансе форм закрепления химических элементов (табл. 290).

Таблица 289. Формы нахождения химических элементов в фоновом аллювии [703]

Элемент	Вал, мг/кг	Легкоподвижные		Органоминеральные		Прочие	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
Cr	31	0,52	1,7	1,46	4,7	29,02	93,6
Mn	870	136,6	15,7	178,4	20,5	555	63,8
Fe	20500	14,3	0,07	313,7	1,53	20172	98,4
Co	7	0,2	2,5	0,7	10	6,1	87,5
Ni	18	1	5,4	1,8	10	15,2	84,6
Cu	33	0,36	1,1	3,14	9,5	29,5	89,4
Zn	35	0,77	2,2	0,49	1,4	33,74	96,4
Mo	1,6	0,03	2	0,03	2	1,54	96
Cd	0,13	0,0013	1	0,0013	1	0,98	98
Pb	17	1,02	6	0,17	1	15,81	93

Примечание. Здесь и далее в аналогичных таблицах: мг/кг – удельная концентрация; % – доля формы в общем балансе.

Таблица 290. Формы нахождения химических элементов в ОСВ [703]

Элемент	Вал, мг/кг	Легкоподвижные		Органоминеральные		Прочие	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
Cr	1338	8,9	0,7	330	24,7	999,1	74,8
Mn	252	81,8	32,5	28,4	11,3	141,8	56,2
Fe	21040	73	0,4	468	2,2	20499	97,4
Co	8,4	1,11	13,2	1,3	15,5	5,99	71,3
Ni	320	178	55,6	77,7	24,3	64,3	20,1
Cu	866	28,2	3,3	193	22,3	644,8	74,4
Zn	2080	866	41,6	388	18,7	826	39,7
Mo	72	0,4	0,6	1	1,3	70,6	98,1
Ag	6,4	0,1	1,6	0,2	3,2	6,1	96,2
Cd	37,2	19,6	52,7	6,8	18,1	10,8	29,2
Pb	166	3,2	1,9	1,8	0,1	161	98
MgO	5547	1447	26,1	392	7,1	3708	66,8
CaO	39754	18375	46,2	3504	8,8	17875	45

Это, прежде всего, проявляется в заметном увеличении доли их легкоподвижных и органо-минеральных соединений. Так, для Ni и Cd легкоподвижные формы явно преобладают (более 50% в общем балансе); для Zn, Mn и Co они достигают в среднем 41, 32 и 13% соответственно. Литературные данные свидетельствуют о том, что эти металлы (особенно Cd и Zn) отличаются высокой способностью к формированию сорбционно-карбонатных комплексов [847, 872, 893], Ni в осадках сточных вод активно связывается с твердыми органическими веществами [1056]. Высокий выход в данную вытяжку MgO и особенно CaO указывает на преобладание собственно карбонатных форм над обменно-сорбированными. Судя по всему, в ходе очистки сточных вод и в условиях нахождения ОСВ на иловых площадках происходит образование хемогенных карбонатов. В то же время, активное участие Ca и Mg в сорбционно-обменных процессах может сдерживать образование легкоподвижных форм других металлов (например, Pb, Cu и др.), в связи с чем возможно формирование их сульфатных форм (также относительно подвижных). Показательно, что, например, в ОСВ г. Новосибирска доля собственно обменно-сорбированных форм Cd, Zn, Cu, Ni, Cr составляла всего лишь 1–5% от вала [113], тогда как, по данным Ю.В. Алексеева (1983), ацетатно-буферный раствор извлекал из ОСВ более 50% Zn и Ni и практически весь Cd, что неплохо соотносится с данными по ОСВ г. Саранска. Однако следует говорить лишь о выраженной тенденции, а не о явной закономерности, поскольку количественные соотношения различных форм металлов в ОСВ, судя по литературным данным, могут в конкретном случае отражать влияние множества источников загрязнения и разные условия очистки сточных вод. Тем не менее общие механизмы закрепления металлов в ОСВ достаточно универсальны. Небольшая доля легкоподвижных форм отмечается для Cu, Pb и Ag (1–4%), а для Cr, Mo и Fe она минимальна (< 1%), что закономерно и определяется используемыми методами и условиями очистки сточных вод, поступающих на городские очистные сооружения. В частности, известно, что применение извести значительно снижает подвижность таких металлов, как Mo, Pb, Cr, сдерживает формирование их легкоподвижных и, отчасти,

органических форм, и в конечном счете способствует образованию устойчивых с геохимической точки зрения соединений. За исключением Mo, Ag, Fe и Pb, остальные химические элементы отличаются значимой долей соединений, экстрагируемых перекисью водорода (т. е. органоинеральных, но, как говорилось выше, с некоторой примесью форм, связанных со свежесосажденными гидроксидами Fe, Mn и Al): от 11–15% для Mn и Co до 18–24% для Cd, Zn, Cu, Ni, Cr, что для изученных элементов достаточно характерно. Выход CaO и MgO в данную фракцию закономерно не высок, поскольку, как уже отмечалось выше, здесь активно идет образование хемогенных карбонатов и, вероятно, гипса, которые кристаллизуются из иловых растворов. Судя по всему, не исключено также образование вторичных алюмосиликатов и простых силикатов. Интересны материалы, приводимые в [831], согласно которым 24% Ni в ОСВ было связано с органическим веществом, 32% – с карбонатами, что очень близко к данным по осадкам г. Саранска. На важную роль органоинеральных форм нахождения многих металлов в ОСВ указывают и другие исследователи [847, 893].

Несколько труднообъяснимо извлечение небольших количеств «легкоподвижного» и «органического» железа. Можно предположить, что в данном случае экстрагирующими растворами частично извлекались лишь наименее окристаллизованные, аморфные формы этого металла, тогда как подавляющая часть его свежих гидроксидов оставалась в группе прочих форм. Формированию свежих гидроксидов железа способствует наличие в толще ОСВ значимых количеств растворенных фосфатов, в условиях щелочной среды препятствующих превращению аморфных образований железа (например, ферригидрита) в кристаллическую фазу [1014]. Не исключено, что некоторые металлы (прежде всего, Cr, Co и Cu) в той или иной степени фиксируются аморфными гидроксидами Fe (а также Mn и Al). В частности, итальянские исследователи показали [847], что заметная доля тяжелых металлов в осадках городских сточных вод была связана с аморфными гидроксидами Fe и Mn. Но, судя по всему, существенная часть железа присутствует в ОСВ все же в виде кристаллических оксидов, с которыми могут быть связаны такие металлы, как Pb, Ag, Mo, отличающиеся явным преобладанием доли прочих форм (> 98%). В нижних горизонтах ОСВ вполне возможно образование сульфидов тяжелых металлов. Ранжирование коэффициентов подвижности позволяет выстроить следующий ряд миграционной способности химических элементов (по их относительному убыванию), концентрирующих в ОСВ: Ni > Cd > Zn > Mn > Co > Cr > Cu > Pb > Ag > Mo > Fe.

Следует подчеркнуть, что удельные концентрации легкоподвижных форм большинства химических элементов в ОСВ г. Саранска заметно превышают их валовые уровни в фоновом аллювии. Даже для Mo и Ag, отличающихся преобладанием прочих форм, удельные концентрации легкоподвижных соединений достигают уровней валовых фоновых содержаний. Это априори указывает на токсикологическую опасность вещества, слагающего ОСВ, для живых организмов и на возможность активного включения поллютантов в миграционные потоки при его поступлении в речную сеть. Еще более важным является тот факт, что в илах существенная доля металлов накапливается в формах, способных к дальнейшей трансформации и включению в биогеохимические циклы. Так, если в фоновом аллювии доминируют кристаллические формы, то в техногенных илах для многих элементов велико значение легкоподвижных (обменно-сорбированных и карбонатных) и органоинеральных форм; безусловно, существенное количество металлов связано со свежесосажденными гидроксидами Fe, Mn и Al, также отличающихся потенциальной подвижностью в условиях речной среды. В илах устьевой части руч. Никитинского фиксируется практически аналогичное, как и в осадках сточных вод, соотношение форм Mn, Ni, Mo, Pb (табл. 291). Одновременно для Cu, Zn и особенно Cd наблюдается возрастание относительной доли легкоподвижных и органоинеральных форм. В техногенных илах Инсара ниже общегородского очистных сооружений в сравнение с фоновым аллювием отмечается увеличение относительной доли легкоподвижных форм практически всех изученных металлов (табл. 292). Особенно ярко это проявлено для тех элементов, которые отличаются высокими содержаниями указанных форм в осадках городских сточных вод (прежде всего, для Cd, Zn, Ni).

Таблица 291. Формы нахождения химических элементов в илах руч. Никитинского (мг/кг – удельная концентрация; % – доля формы в общем балансе) [703]

Элемент	Вал, мг/кг	Легкоподвижные		Органоминеральные		Прочие	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
Cr	470	30	6,4	240	51	200	42,6
Mn	420	120	28,6	30	7,1	270	64,3
Fe	50000	940	1,9	860	1,7	48200	96,4
Co	20	4	20	1,5	7,5	14,5	72,5
Ni	310	167	53,9	83	26,8	60	19,3
Cu	990	90	9,1	510	51,5	390	39,4
Zn	780	240	30,8	100	12,8	440	56,4
Mo	120	2	1,7	2	1,7	116	96,6
Cd	42	27	64,3	12	28,6	3	7,1
Pb	200	5	2,5	2	1	193	96,5

Таблица 292. Пространственное распределение валового содержания (мг/кг) и доли легкоподвижных форм (%) в аллювии и техногенных илах [703]

Место	Хром		Никель		Медь		Цинк		Кадмий		Свинец	
	мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
Инсар, фон	31	1,7	18	5,4	33	1,1	35	2,2	0,13	1	17	6
Инсар, Зыково	–	–	–	–	38	2,7	38	7	–	–	–	–
Лепелейка, устье	123	10	260	39	110	2,7	153	30	2,5	90	37	3
Инсар, центр города	53	2,7	34	19	27	2,3	75	12	–	–	18	2,8
Никитинский, устье	470	6,4	310	53,9	990	9,1	780	30,8	42	64,3	200	2,5
Инсар, 0,5 км ниже	135	7,6	120	28	330	0,5	315	42	17	67	43	2,6
Инсар, створ ГОС	175	5,4	98	30	320	0,5	305	33	22	55	30	1,6
Инсар, 0,2 км ниже	180	11	108	41	243	0,8	245	39	10	89	30	1,6
Инсар, Кр. Дол	45	10	45	31	48	8	135	31	5	50	–	–
Инсар, Шувалово	260	5	183	25	332	0,5	540	71	17	55	83	2
Инсар, Анненково	48	14	48	32	54	10	118	35	5	74	33	8
Инсар, Ромоданово	60	6,3	38	10	80	1	195	26	3	93	–	–
Инсар, Лада	35	5	55	18	30	3,3	85	28	1	80	–	–
Алатырь (г. Ардатов)	70	2,9	34	18	44	1,1	80	8,8	–	–	60	2,5

Таким образом, формы нахождения металлов в техногенных илах р. Инсар в непосредственной близости от источников загрязнения являются своего рода первичными формами (свойственных техногенному осадочному веществу, поступающего со сточными водами). Это указывает на существенную роль в формировании илов на этих участках русла процессов гидравлического (механического) осаждения поступающей взвеси. Вниз по течению реки наблюдается не только закономерное снижение валовых содержаний металлов в техногенных илах, но и уменьшение относительной доли их легкоподвижных форм нахождения, вследствие чего баланс выделяемых групп форм в техногенных илах как бы приближается к балансу, характерному для природного аллювия. Можно сказать, что протекающие в водотоке и в толще илов разнообразные процессы стремятся преобразовать техногенно обусловленный баланс основных групп форм нахождения металлов в достаточно устойчивые их соотношения, свойственные фоновым условиям. Тем не менее даже в краевой части изученной зоны техногенного осадконакопления (Алатырь, выше г. Ардатова) илы отличаются от типичных русловых песков не только повышенными уровнями металлов, но и более высокой долей их легкоподвижных и особенно органоминеральных соединений (табл. 293).

Таблица 293. Формы металлов в техногенных илах (1) и русловых песках (2) р. Алатыря [703]

Показатель	Cr		Cu		Zn		Mo		Pb	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Вал, мг/кг	70	30	44	13	80	30	10	5	60	20
Доля легкоподвижных форм, %	2,9	1,7	1,1	0,8	8,8	6,3	15	10	2,5	2,5
Доля органоминеральных, %	5,7	3,3	21,4	15,4	3,8	2	10	10	13,3	10
Доля прочих, %	9,4	95	77,5	83,8	8,4	91,7	75	80	84,2	87,5

Удельные концентрации легкоподвижных форм многих металлов в илах не только близки валовым фоновым содержаниям, но часто превышают их. Можно сказать, что потенциальный за-

пас металлов, способный к дальнейшей трансформации и усвоению гидробионтами, превышает общий пул элементов в фоновых условиях. Это свидетельствует об экологической опасности илов и их значимости как вторичных источников загрязнения водной фазы и гидробионтов.

Река Нура

При изучении форм нахождения ртути в техногенных илах использовался фазовый химический анализ, в основу которого была положена следующая схема (табл. 294). Естественно, что при указанном последовательном извлечении различных соединений ртути геохимическая интерпретация результатов анализа носит, в определенной степени, условный характер. Однако при массовых исследованиях получаемый материал достаточно объективно отражает реальное соотношение форм нахождения с позиций их геохимической активности.

Таблица 294. Схема фазового анализа техногенных илов [676]

Последовательная обработка растворителями	Условное название формы нахождения	Минералого-геохимическая интерпретация форм	Геохимическое поведение
0,1 N HCl	Сульфатная	Сульфат ртути, легкорастворимые органические соединения, хлорид ртути (II)	Неустойчивые, легкоподвижные
6N HCl	Оксидная	Оксиды, гидроксиды, оксихлориды ртути; ртуть, связанная с оксидами и гидроксидами железа, возможны сорбированные формы	Малоустойчивые, подвижные
HNO ₃ концентрированная	Элементарная	Ртуть металлическая (атомарная)	Относительно подвижные
Остаток	Прочносвязанные	Сульфидные соединения ртути, хлорид ртути (I)	Стабильные, но есть данные о их нестабильности, в частности, возможно окисление сульфидов при наличии окислительных агентов

В табл. 295 приведены результаты изучения форм нахождения ртути в пробах илов, отобранных из разных частей техногенного потока рассеяния – головной, средней и периферийной [673, 676, 796, 800]. При общем чрезвычайно высоком концентрировании ртути в илах аномалии в них проявились за счет увеличения удельных концентраций во всех выделяемых формах, однако интенсивность концентрирования (степень аномальности) различна. Наиболее резко техногенные аномалии проявились в оксидной форме (K_C от 345 до 11931), достаточно резко они фиксируются в прочносвязанной (до 1614) и элементарной (до 3182) формах нахождения. Степень концентрирования ртути, связанной с сульфатной формой, невелика (K_C в среднем 2–3). Выделение сульфатной формы наиболее всего условно в связи с относительно высокой ошибкой фазового анализа и незначительным количеством выхода данной фракции в ходе анализа. По-видимому, данные соединения ртути, объединяемые в эту форму (сульфатные, легкорастворимые органические и др.), являясь малоустойчивыми играют несущественную роль в общем балансе форм нахождения этого металла. Однако следует отметить, что несмотря на незначительную долю в общем балансе, их удельные концентрации в несколько раз превышают общее содержание в фоновом аллювии. Более того, по мере удаления от источника загрязнения отмечается тенденция к росту как их удельных концентраций, так и относительного содержания, что явно указывает на идущие в илах процессы трансформации более устойчивых форм в легкоподвижные.

Оксидные формы ртути, являющиеся в целом малоустойчивыми, особенно формы, связанные (адсорбированные и соосажденные) с оксидами и гидроксидами железа и марганца, преобладают в общем балансе форм, составляя в среднем в ближней зоне ~58%. Однако фиксируется достаточно выраженная неоднородность распределения как относительных (от 25% до 75%), так и удельных (от 15,2 до 525 мг/кг) содержаний данной формы в разрезе илов. По мере удаления от

источника загрязнения как в. средней, так и в периферической части потока рассеяния отмечается определенное относительное увеличение (в среднем до 70% и 63% соответственно) доли оксидных форм, резко преобладающих над другими формами. Элементарная форма (представленная атомарной ртутью) в ближней зоне воздействия составляет в среднем около 19% валового содержания. В разрезе илов ее доля, как и абсолютные уровни, также закономерно варьируют. По мере удаления от города как абсолютные содержания, так и относительная доля элементарной ртути в общем балансе форм заметно снижаются. В частности, доля данной формы в средней и периферийной части потока рассеяния составляют в среднем соответственно около 10 и 13%, что является логическим следствием различных процессов трансформации соединений ртути. Прочносвязанные формы, представленные, по всей видимости, сульфидными соединениями ртути, а также каломельной ртутью, в среднем составляют для разных зон потока 19–22%. Как и в случае с другими формами нахождения фиксируются закономерные изменения как относительного, так и абсолютного содержания в разрезе техногенных илов.

Таблица 295. Формы нахождения ртути в техногенных илах р. Нуры [676]

Место отбора проб	Горизонт, см	Вал, мг/кг	Сульфатная		Оксидная		Элементарная		Остаток (прочносвязанные)	
			мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
1,5 км ниже ГКС	0–20	21	0,06	0,28	15,2	72,38	4,8	22,86	0,94	4,48
	20–40	72	0,1	0,14	20,8	28,88	27,7	38,47	23,4	32,51
	40–60	280	0,7	0,25	180	64,28	15	5,36	84,3	30,11
	60–80	169	0,1	0,06	62,6	37,05	35,3	20,88	71	42,01
	80–100	117	4,5	3,84	46,5	39,75	31	26,5	35	29,91
	100–120	62	0,1	0,17	15,6	25,57	25,6	41,97	19,7	32,29
	120–140	690	0,1	0,02	470	68,11	130	18,84	89,9	13,03
	140–160	310	0,1	0,03	210	67,75	33	10,64	66,9	21,58
	160–180	680	0,2	0,03	525	77,21	140	20,58	14,8	2,18
	180–200	340	0,1	0,03	250	73,52	37	10,89	52,9	15,56
	200–220	70	0,2	0,29	36,5	52,14	12,7	18,14	20,6	29,43
	220–240	35	0,02	0,06	26	74,29	8,9	25,42	0,08	0,23
	240–260	230	0,1	0,04	150	65,22	9,9	4,3	70	30,44
	260–280	32	0	0	24	75	3	9,37	5	15,63
40 км ниже ГКС	0–30	22	0,1	0,45	14,1	64,09	1,6	7,28	6,2	28,18
	30–60	19	0,2	1,05	15,1	79,47	1,4	7,36	2,3	12,12
	0–30	20	0,5	2,5	13	65	1,9	9,5	4,6	23
	30–60	22	0,4	1,81	16	72,73	3,1	14,09	2,5	11,37
90 км ниже ГКС	0–30	60	1,4	2,34	40	66,66	6	10	12,6	21
	30–60	29	0,6	2,07	17,1	58,96	4,2	14,49	7,1	24,48

Примечание. мг/кг – удельная концентрация; % – доля формы от вала; фоновое общее содержание ртути – 0,044 мг/кг; ГКС – Главная канава стоков.

Необходимо отметить, что в общем случае фиксируется довольно неплохая схожесть в структуре баланса форм нахождения ртути в техногенных илах и взвеси (рис. 93). Это свидетельствует о ведущей роли, особенно в прошлые годы, взвешенных веществ в формировании контрастных литохимических потоков рассеяния ртути в донных отложениях. Наблюдаемые различия являются, естественно, следствием трансформационных процессов, происходящих как в илах, так и во взвеси.

Таким образом, значительная часть ртути в техногенных илах накапливается в относительно подвижных формах. По мере удаления от источника загрязнения происходит снижение как валовых содержаний, так и концентраций различных форм ртути. Отмечается достаточно выраженное закономерное изменение в соотношении различных форм вниз по потоку, проявляющееся в определенном, порой значимом увеличении относительной доли оксидных форм, в меньшей степени сульфатных, а также в снижении доли элементарной ртути. Это указывает на геохимическую трансформации форм в процессе миграции, которая сопровождается ее выделением в водную мас-

су. Доля прочносвязанных форм, как правило, не превышает 25–30%. В целом коэффициенты подвижности (соотношение подвижных и прочносвязанных форм) для всей массы илов достаточно велики.

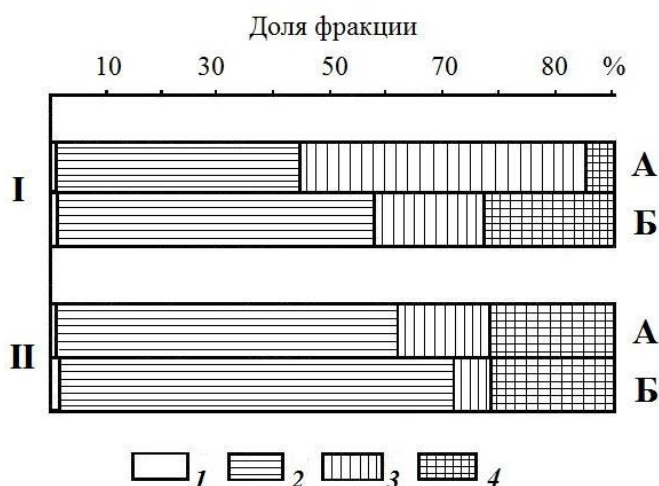


Рис. 93. Соотношение форм нахождения ртути во взвеси (А) и техногенных илах (Б) [676].

I – Главная канава сточных вод, II – р. Нура, 16 км ниже; формы нахождения: 1 – сульфатная, 2 – оксидная, 3 – элементарная, 4 – прочносвязанные.

К тому же валовые содержания ртути в техногенных илах настолько существенны, что даже более низкий уровень подвижных форм будет определять экотоксикологическую опасность техногенных илов.

Результаты исследования распределения ртути в иловых водах показали их заметную обогащенность этим металлом, причем его концентрации стабильно выше, нежели в речных водах (табл. 296). По всей видимости, на границе вода/илы существует постоянный градиент концентрации растворенных форм ртути, направленный из отложений в воду. При этом фиксируется прямая зависимость содержания ртути в иловой воде от ее концентрации в илах.

Таблица 296. Ртуть в техногенных илах, иловых и поверхностных водах р. Нуры [676]

Место отбора проб (ниже г. Темиртау)	Вода, мкг/л		Ил, мг/кг
	иловая	поверхностная	
1,5 км	4,90	4,0	500
9 км	2,70	1,1	100
17 км	2,60	1,9	78
31 км	0,65	0,5	33

Таким образом, в ходе миграции и перераспределения в окружающей среде ртути, поступающей от техногенных источников загрязнения, происходит трансформация ее форм нахождения. Для техногенных илов наиболее четко проявлены два противоположных с геохимической точки зрения процесса – более выраженное увеличение относительного содержания очень мобильных соединений ртути и менее проявленное увеличение доли очень устойчивых форм этого металла. Это свидетельствует, с одной стороны, о его возрастании экологической опасности, о возможности перехода ртути из илов в раствор речных вод и включения в водные пищевые цепи, с другой – о формировании в руслах рек устойчивых во времени и пространстве зон ртутного загрязнения, фиксируемых техногенными илами, являющихся основным концентратором этого токсичного элемента в загрязненных реках.

6.3. Обменные катионы в илах

Важным свойством различных отложений (в том числе, речных) является физико-химическая поглотительная (обменная) способность (обменная адсорбция) [114]. Как известно, она заключается в том, что отложения способны обменивать некоторую часть содержащихся в их твердой фазе катионов на эквивалентное количество катионов, находящихся в соприкасающемся с нею растворе (например, с иловыми водами). Между катионами твердой фазы отложений и катионами водного (илового) раствора устанавливается равновесие. Поглощаемый из раствора при этом катион (или катионы, если их в растворе несколько), в том или другом количестве исчезают из раствора и становятся в соединения твердой фазы отложений, а вместо них в раствор переходит из твердой фазы эквивалентное количество другого или других катионов. Подобный обмен катионов может в зависимости от рода катионов в той или другой степени повлиять на физические и хими-

ческие свойства отложений, так как те и другие находятся в тесной зависимости от рода катионов, входящих в поглощенном состоянии в твердую фазу отложений. Сумма всех поглощенных (обменных) катионов, могущих быть вытесненными из отложений, называется емкостью поглощения (емкостью обмена). Величина емкости обмена катионов зависит от гранулометрического состава, минералогических особенностей (особенно илистой фракции), содержания аморфных и органических веществ и природы последних, реакции среды [114, 134, 154, 197, 364].

Сведения о составе обменных катионов речных отложений и особенно техногенных илов в литературе практически отсутствуют. Автору удалось изучить состав обменного комплекса фонового аллювия, осадков сточных вод (ОСВ) и техногенных илов (табл. 297, 298, рис. 94) [804, 805, 821].

Таблица 297. Обменные ионы в аллювии р. Пахры, техногенных илах ее притоков и в ОСВ г. Подольска [821]

Место	рН	Сухой остаток, мг/100 г	мг-экв/100 г						Обменная кислотность, мг-экв/100 г
			NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	
Фоновый аллювий									
Верховье р. Пахры	7,4	11,8	0,01	0,05	0,01	0,03	3,62	1,13	< 0,009
Осадки городских сточных вод									
г. Подольск	4,8	400,0	0,11	1,11	0,26	0,44	33,68	8,76	0,605
Техногенные илы									
р. Мураниха, аэр. Домодедово	4,7	276,5	0,09	1,87	0,07	0,09	25,70	6,99	0,639
р. Петрица, верховье	4,6	396,3	0,04	1,53	0,19	0,43	27,45	9,01	0,675
р. Петрица, верховье	6,2	320,3	0,05	1,46	0,11	0,35	33,18	6,25	0,153
р. Петрица, г. Климовск	7,4	301,3	0,05	0,24	0,11	0,40	27,45	6,74	0,054
р. Петрица, г. Климовск	7,4	139,8	0,01	0,10	0,02	0,06	10,51	3,50	0,036
р. Петрица, г. Климовск	7,4	197,5	0,03	0,14	0,04	0,15	13,97	4,01	0,027
р. Петрица, г. Климовск	7,3	275,5	0,05	0,44	0,05	0,24	26,95	5,24	0,072
Устье р. Петрицы	6,6	186,5	0,02	0,36	0,04	0,14	16,72	6,99	0,087
Среднее	6,5	261,7	0,04	0,77	0,08	0,23	22,74	6,09	0,22

Таблица 298. Обменные катионы в фоновом аллювии р. Пахры, техногенных илах ее притоков и в осадках сточных вод г. Подольска [821]

Место	Сумма катионов, мг-экв/100 г	В % от суммы				
		NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Фоновый аллювий						
Верховье р. Пахры	4,84	1,03	0,21	0,62	74,79	23,35
Осадки городских сточных вод						
г. Подольск	44,25	2,51	0,59	0,99	76,11	19,80
Техногенные илы						
р. Мураниха, аэр. Домодедово	34,72	5,39	0,20	0,26	74,02	20,13
р. Петрица, верховье	38,61	3,96	0,49	1,11	71,10	23,34
р. Петрица, верховье	41,35	3,53	0,27	0,85	80,24	15,11
р. Петрица, г. Климовск	34,94	0,69	0,32	1,14	78,56	19,29
р. Петрица, г. Климовск	14,19	0,70	0,14	0,42	74,07	24,67
р. Петрица, г. Климовск	18,31	0,76	0,22	0,82	76,30	21,90
р. Петрица, г. Климовск	32,92	1,33	0,15	0,73	81,87	15,92
Устье р. Петрицы	24,25	1,49	0,16	0,58	68,95	28,82
Среднее	29,91	2,23	0,24	0,74	75,63	21,15

Как видим, техногенные илы и ОСВ характеризуются (по сравнению с фоновым аллювием) чрезвычайно высокими значениями сухого остатка, высокой обменной кислотностью и значительными содержаниями обменных ионов. Емкость катионного обмена фонового аллювия невысока – 4,84 мг-экв/100 г отложений, техногенных образований – возрастает в 3–10 раз, достигая в некоторых случаях 38–41 мг-экв/100 г для техногенных илов и 44,25 мг-экв/100 г для ОСВ. Наибольшие значения емкости обмена катионов закономерно характерны для отложений с низкими значениями рН. Как в фоновом аллювии, так и в техногенных отложениях в составе обменных катионов доминирует (68–81% от суммы) кальций, доля обменного магния также значительна (32–36% от суммы). Показательно, что количество обменного NH₄⁺ заметно превышает обменные натрий и калий

(иногда на порядок). Техногенные образования отличаются также повышенными (в 2–10 раз) содержаниями NO_3^- . Наблюдаемые колебания значений емкости поглощения обусловлены пространственными различиями вещественного (особенно гранулометрического и минерального) состава отложений, а также количества и группового состав органического вещества. Судя по всему, основными носителями адсорбционных свойств техногенных илов являются аморфное и органическое вещество, гидроксиды железа, карбонатные и (в некоторых случаях) глинистые минералы.

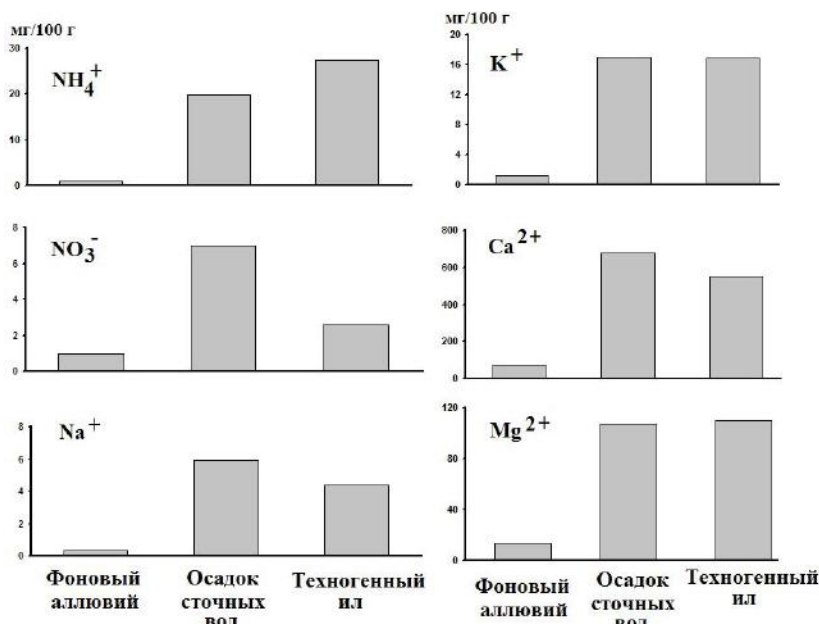


Рис. 94. Обменные ионы в различных отложениях [805].

рита – 10–40, органическое вещество – 150–500 мг-экв/100 г [154], аллювиальных почв нижней части р. Миссисипи – 21–34 м-экв/100 г (кальций – 12,4–28,8, магний – 3,6–10,5, калий – 0,4–0,7, натрий – 0,1–0,3 м-экв/100 г) [891], донных отложений р. Дамодар (Индия) – 12,5, р. Гудзон (США) – 5,4–24,5 мг-экв/100 г [31], глубоководных глинистых илов северо-западной части Тихого океана колеблется в пределах 12,81–20,58 мг-экв/100 г [197]. Изучение обменного комплекса отложений Ивановского водохранилища показало, что обменные катионы по среднему содержанию образуют ряд « $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ », причем доля обменных кальция и магния достигает 95% от суммы всех катионов, т. е. является определяющей [60]. От песков к илам сумма обменных катионов увеличивается, в илах она более чем в 10 раз превышает сумму для песков. Средние значения суммы обменных катионов для песков составляют 3,77 мг-экв/100 г и увеличиваются до 47,70 мг-экв/100 г для серых илов. Близкие данные получены для Рыбинского [281] и днепровских водохранилищ [421].

Таким образом, техногенные илы и ОСВ характеризуются (по сравнению с фоновым аллювием) высокими значениями сухого остатка, высокой обменной кислотностью и значительными содержаниями обменных ионов. Если емкость катионного обмена фонового аллювия составляет 4,84 мг-экв/100 г отложений, то техногенных образований возрастает в 3–10 раз, достигая 38–41 мг-экв/100 г для техногенных илов и 44,25 мг-экв/100 г для ОСВ. Наибольшие значения емкости обмена катионов закономерно характерны для отложений, отличающихся низкими значениями pH. Во всех отложениях в составе обменных катионов доминирует (68–81% от суммы) кальций, доля обменного магния также значительна (32–36%). Количество обменного NH_4^+ заметно превышает содержание обменных натрия и калия. Техногенные образования отличаются повышенными (в 2–10 раз) содержаниями NO_3^- . Наблюдаемые колебания значений емкости поглощения обусловлены пространственными различиями вещественного состава отложений, количества и группового состава органического вещества. Основными носителями адсорбционных свойств техногенных илов являются аморфное и органическое вещество, гидроксиды железа, карбонатные и глинистые минералы.

В общем случае техногенные илы характеризуются достаточно высокой емкостью поглощения (обмена) катионов, изменяющейся от 14,19 до 41,36 мг-экв/100 г (среднее 29,91). Для сравнения, емкость поглощения катионов илистой фракции (< 0,001 мм) дерново-подзолистых почв, широко развитых в бассейне р. Пахры, находится в пределах 36–56 мг-экв/100 г фракции [134]. Емкость катионного обмена песка составляет – 2–4, супеси – 4–6, суглинков – 6–12, глина тяжелой – 10–15 мг-экв/100 г [373], каолинита – 3–15, монтмориллонита – 80–150, иллита – 10–40, вермикулит – 100–150, хло-

6.4. Вторичные преобразования илов и процессы высвобождения поллютантов

Растворимость, подвижность (миграционная способность) и биодоступность связанных с донными отложениями химических элементов могут быть увеличены действием целого ряда реально существующих в водных системах факторов, например, снижением pH, изменением окислительно-восстановительных условий, образованием органических комплексов, увеличением минерализации вод и другими происходящими в ходе диагенетических преобразований отложений мобилизационными процессами [208, 859, 914, 918, 982]. В общем случае вторичные (диагенетические) преобразования техногенных илов могут быть связаны главным образом с трансформацией органической, карбонатной и илисто-глинистой составляющих, преобразованием соединений железа и формированием «свежих» гидроксидов Fe, Mn и Al и их гидрозолей, вторичных алюмосиликатов и аморфных минералов (вторичных хлоритов, сидерита, аллофана, вторичных карбонатных и органоминеральных новообразований и др.), с переходом аморфных гидроксидов Fe, Mn и Al в кристаллические (в гетит, гематит, лимонит, гиббсит и др.), с потерей илами при их уплотнении несвязанной воды, с относительным увеличением содержания устойчивых титанистых минералов, а также в существенной мере с разубоживанием техногенного материала природным аллювием, основу которого составляет кремнезем (устойчивые кварц и кремень). Подвижность химических элементов будет меняться при возможных и реальных в нативных условиях изменениях кислотно-щелочных и окислительно-восстановительных условий (табл. 299).

Таблица 299. Геохимическая подвижность (миграционная способность) химических элементов в зависимости от изменения окислительно-восстановительных и кислотно-щелочных условий донных отложений водных объектов (обобщение литературных данных [838, 913, 914])

Относительная подвижность	Среда (редокс-условия)		pH условия	
	восстановительная	окислительная	нейтрально-щелочные	кислые
Очень низкая	Al, Cr, Mo, V, U, Se, S, B, Hg, Cu, Cd, Pb	Al, Cr, Fe, Mn	Al, Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Si
Низкая	Si, K, P, Ni, Zn, Co, Fe	Si, K, P, Pb	Si, K, P, Pb, Fe, Zn, Cd	K, Fe (III)
Средняя	Mn	Co, Ni, Hg, Cu, Zn, Cd	Mn	Al, Pb, Cu, Cr, V
Высокая	Ca, Na, Mg, Sr	Ca, Na, Mg, Sr, Mo, V, U, Se	Ca, Na, Mg, Sr	Ca, Na, Mg, Sr, Zn, Cd, Hg, Ni, Co, (Mn)
Очень высокая	Cl, I, Br	Cl, I, Br, S, B	Cl, I, Br, S, B, Mo, V, U, Se	Cl, I, Br, S, B

В результате окислительно-восстановительных процессов не исключен переход закисей Fe и Mn в минералы оксидов тех же элементов. При значениях Eh менее 200 мВ и pH в 6–8 (что вполне реально может наблюдаться в толще илов) возможно восстановление гидроксидов Fe и Mn с образованием соединений этих металлов низшей валентности, обладающих гораздо более высокой миграционной способностью [245]. Одновременно с ними в раствор способны переходить и сорбированные гидроксидами другие тяжелые металлы. В самой верхней (наиболее динамичной) части техногенных илов следует ожидать развития микробиологических процессов, способных влиять на изменение физико-химических условий и перераспределение химических веществ как в толще илов, так и между иловой и придонной водой. Микроорганизмы, как хорошо известно, играют важную роль в судьбе многих химических элементов в окружающей среде и в трансформации их форм нахождения и особенно влияют на перераспределение между растворимой и нерастворимой фазами различных поллютантов [920]. В экспериментах показано [1088], что, например, оксиды Fe (III) в результате бактериального восстановления железа способны эмитировать в водную фазу связанные с ними тяжелые металлы. Этому же будет способствовать деятельность макрофитов, обычно интенсивно развитых в местах скопления техногенных илов. Относительно медленная минерализация органической составляющей илов должна содействовать формированию подвижных, геохимически активных соединений тяжелых металлов, которые, например, могут поглощаться водной растительностью или выделяться в иловые и затем в придонные речные воды. Определен-

ную роль в интенсификации миграционной способности химических элементов, связанных с донными отложениями, играет деятельность других гидробионтов, особенно бентоса. В частности, наблюдается хорошая корреляция между уровнями содержания металлов в бентосных организмах и количеством обменных (потенциально наиболее подвижных) форм металлов в донных отложениях [932], между уровнями металлов в донных отложениях загрязненных водотоков и в перифитоне [1027]. Авторы последней цитируемой работы считают, что мобилизация металлов из отложений является основным источником их поступления в перифитон, который может использоваться в качестве биоиндикатора техногенного воздействия.

Формирование техногенных илов в условиях гидродинамически активной обстановки речного русла и, как правило, при сравнительно небольшой глубине малых рек определяют физико-химическую неустойчивость среды осадконакопления, осложняемую сезонным фактором, и развитие окислительно-восстановительных процессов, особенно в верхнем слое отложений, которые направлены к установлению равновесия между окисленной минеральной компонентой илов и органическим веществом, выступающим в этих процессах в роли восстановителя. В ходе этих процессов претерпевают изменения и органическая, и неорганическая составляющие отложений. Это, в частности, не исключает активной ремобилизации тяжелых металлов из отложений. Можно предположить, что наиболее активно вторичные преобразования вещества илов, обязанные прежде всего окислительно-восстановительным процессам, будут проявляться в изменении форм нахождения химических элементов и состава иловых вод, в перераспределении элементов в толще илов с образованием локальных слоев, обогащенных теми или иными химическими веществами, а также в разнонаправленном обмене химическими элементами между илами, иловой водой, наддонной водой и, очевидно, подрусловыми водами. Безусловно, в ходе химического и бактериального разложения вещества илов сперва в иловую, а затем в речную воду будут переходить различные органические соединения и тяжелые металлы.

В более глубоких слоях техногенных илов практически всегда существуют горизонты, обедненные кислородом; здесь не исключено появление глеевой и даже (особенно зимой) сероводородной обстановок. Как уже отмечалось выше, значения показателя окисления Fe в основной толще илов практически всегда меньше единицы и больше лишь в горизонтах 20–60 и 240–300 см. Развитию восстановительных (глеевых) условий благоприятствуют высокое содержание в донных отложениях глинистых фракций и (в затонинах) замедленный характер водообмена. Известно, что содержание кислорода даже в водах фоновых («чистых») равнинных рек на глубине до 0,6 м составляет 75–95% полного насыщения [701]. Дефицит кислорода появляется при величине насыщения ниже 60%. В условиях техногенного загрязнения вероятность возникновения условий с резким дефицитом кислорода особенно велика. При осаждении техногенной взвеси на дно интенсивность ее окисления снижается, что, в свою очередь, связано с уменьшением интенсивности турбулентного перемешивания воды в непосредственной близости от поверхности речных отложений. В таких случаях растворенный в воде кислород, несомненно, изымается верхним слоем илов, практически не поступая в их более глубокие слои, что в конечном счете и приведет к возникновению восстановительных условий, а заметный дефицит кислорода в придонных слоях, в свою очередь, будет способствовать накоплению органического вещества, находящегося в максимальной степени восстановленности. В условиях дефицита кислорода в илах, обогащенных органическим веществом и характеризующихся повышенными содержаниями серы, могут протекать процессы сульфатредукции с образованием сероводорода (особенно зимой) и сульфидов металлов. Однако, судя по всему, свободный сероводород в условиях преимущественно слабощелочной среды иловых вод представлен в отложениях главным образом гидросульфидом (SH^-) и лишь незначительная часть молекулярным H_2S . К тому же, наличие достаточных количеств свободного железа в иловых водах и илах сдерживают образование значительных количеств свободного сероводорода. Тем не менее появление, прежде всего зимой, сероводородной обстановки, пусть даже эпизодически, в толщах техногенных илов вполне вероятно. В таких условиях, как известно [403], в донных отложениях достаточно активно идет процесс микробного дехлорирования хлорорганических соединений, которые практически всегда присутствуют в илистых речных отложениях в зонах влияния городов. Но есть все основания полагать, что в условиях речной среды процессы

связывания и превращения сероводорода в толще илов опережают процесс его образования, т. е. пока в илах имеется ресурс реакционно-способного железа, доступного для связывания в сульфид (как и для формирования сульфидов других металлов), образовавшийся сероводород связывается нацело на месте, происходит увеличение серы сероводорода, но свободный сероводород в отложениях отсутствует. Не исключено, что в глеевой обстановке при активной деятельности сульфатредуцирующих микроорганизмов процессе восстановления сульфатов может активизироваться настолько, что запаса железа (и тем более других металлов) в илах не будет хватать для связывания образующегося сероводорода, вследствие чего может явиться стабилизация восстановленных форм серы и появление свободного сероводорода в толще техногенных илов, которые из открытой уже превратятся в относительно закрытую систему.

Данные по распределению и формам нахождения Cd, Cu, Ni, Pb в техногенных илах, приводимые выше, позволяют наметить основные группы геохимических процессов, которые могут способствовать их поступлению в водную фазу и усвоению гидробионтами [802]: 1) понижение pH (растворение карбонатов и сорбированных соединений); 2) развитие глеевой обстановки в местах интенсивного накопления илов (разложение Fe-Mn оксидов); 3) деятельность микроорганизмов (разложение органических соединений и Fe-Mn оксидов); 4) увеличение минерализации речных вод, особенно за счет хлоридов, и поступление в реки различных комплексообразователей, прежде всего, поверхностно-активных веществ (процессы десорбции и ионного обмена); 5) взмучивание донных отложений (выделение металлов из раствора иловых вод и тонких частиц); 6) деятельность бентосных организмов и макрофитов (поглощение металлов из иловых вод и илов). Все указанные процессы и явления достаточно типичны для рек и особенно ярко проявляются в техногенных условиях (резкие изменения кислотно-щелочных и окислительно-восстановительных условий, существование участков русла с интенсивным накоплением илов, поступление более минерализованных сточных вод с высокими содержаниями хлоридов, высокие содержание различных комплексообразователей и особенно СПАВ и др.). Это определяет роль техногенных илов как вторичного источника загрязнения водной массы, указывает на возможность их прямого токсического воздействия на живые организмы и свидетельствует о необходимости изучения форм нахождения металлов при проведении оценочных работ и осуществлении экологического мониторинга в промышленно-урбанизированных районах.

Разнообразный характер концентрирования ртути в гранулометрических фракциях и одновременное присутствие нескольких ее соединений в техногенных илах обусловлены условиями формирования последних, периодической сменой гидрохимических условий и общей окислительной обстановки, а также естественным ходом развития русловых процессов. Ртуть, входящая в состав растворимых соединений, прежде всего связанная с сульфатными и оксидными формами, является геохимически активной и может интенсивно включаться в миграцию. Присутствие в илах элементарной ртути также вполне закономерно, поскольку ртуть способна восстанавливаться до элементарного состояния из многих ее соединений, имеющиеся данные свидетельствуют о вероятности достаточно активной трансформации металлической ртути в водной среде, главным образом в результате окислительно-восстановительных реакций [468]. Окислению металлической ртути в значительной мере способствует присутствие в водной среде органических веществ, что обычно характерно для загрязненных водных объектов. Сульфидные соединения ртути, отличаясь высокой стабильностью, могут постепенно окисляться под действием ряда окислительных агентов. В частности, в присутствии кислорода нерастворимый сульфид ртути может окисляться в растворимые соли – сульфит и сульфат ртути, что приводит к ионизации металла и его последующему участию в различных химических реакциях [488]. В целом можно утверждать, что результаты изучения особенностей распределения и форм нахождения ртути в техногенных илах указывают на потенциальную значимость последних как источника вторичного загрязнения вод и биоты. Литературные данные указывают на то, что важным механизмом, определяющим роль и значимость донных отложений в круговороте ртути в водных объектах, являются происходящие в них процессы ее метилирования, способствующие активному включению этого металла в водные пищевые цепи. Одним из факторов, способствующих переходу ртути (как, впрочем, и многих других химических элементов) в воду, является изменение гидродинамических условий. Так, при увеличении

скорости течения (а также в результате деятельности бентосных организмов) происходит взмучивание верхнего слоя илов, их переход во взвешенное состояние и в итоге более тесный контакт с водой, что может приводить к десорбции ртути. Кроме того, возможен и переход из иловых вод, заключенных в объеме взмученных осадков. Преимущественная связь ртути с тонкими частицами техногенных илов на большей части изученного участка реки свидетельствует о ее потенциальной миграционной способности. Эти отложения гидродинамически достаточно подвижны, особенно в паводки, половодья, при попусках воды из водохранилищ, при механическом воздействии на них. Все это способствует их взмучиванию, перемещению по руслу и интенсифицирует процессы выделения ртути в водную фазу. Кроме того, хорошо известно, что в речном потоке постоянно происходит обмен частицами между дном и основной толщей водного потока. Повышенная мутность природной воды увеличивает способность потока переносить и более крупные, обогащенные ртутью, частицы, которые могут перемещаться также качением и сальтацией. Изменения вязкости воды за счет появления даже незначительного положительного градиента температуры, что характерно для загрязненных участков рек вследствие поступления более теплых сточных вод (особенно в холодный период), может также приводить к увеличению транспортирующей способности потока. В итоге, все эти процессы будут способствовать распространению ртутьсодержащих наносов вниз по реке и выделению ртути в водную толщу, а также ее поступлению с оросительными водами и при разливах на пойму. Хорошо известно, что в восстановительных условиях и при pH 6–8 происходит активное восстановление гидроксидов железа и марганца с образованием соединений этих элементов низкой валентности, обладающих гораздо более высокой миграционной способностью. Одновременно в раствор переходит и связанная с ними ртуть. Этот процесс активизируется при взмучивании. В частности, на отдельных участках русла р. Нуры фиксировалось одновременное повышение содержаний растворенных форм железа, марганца и ртути. Ресуспензия отложений в условиях загрязнения считается важнейшим фактором в перераспределении связанных с ними поллютантов [1085].

Вне гидродинамического фактора миграционный поток ртути из донных отложений в воду определяется в значительной мере концентрационной диффузией. Молекулярная диффузия растворенных соединений многих элементов является универсальным процессом их удаления из отложений в воду, существует практически в любом водном объекте и поддерживается за счет градиента концентрации веществ вблизи границы вода / дно. Для большинства компонентов этот градиент фиксируется даже в природных водоемах при незначительных содержаниях ртути в отложениях и водах. Это, например, наблюдалось в натурных условиях (оз. Глубокое, Московская область) для достаточно широкой группы химических элементов и их соединений [1084]. В озере Глубоком широко развиты озерные илы (которые некоторыми авторами характеризуются как типичная гиттия) [651], которые своей консистенцией очень напоминают техногенные илы, но содержащие значительно большие количества органического вещества, оксидов железа и марганца, более насыщенные водой и обедненные кальцием (табл. 300).

Таблица 300. Химический состав донных отложений Глубокого озера, % [1084]

Компонент	Песок (1,5 м)*	Песок илистый (8 м)	Ил песчанистый (13 м)	Ил (24 м)	Ил (30 м)	Техногенные илы, р. Пахра [724]
SiO ₂	89,00	73,4	68,4	49,4	39,7	61,70
TiO ₂	0,06	0,55	0,53	0,44	0,40	0,38
Al ₂ O ₃	5,40	8,20	8,50	9,00	7,00	8,63
Fe ₂ O ₃	1,30	0,40	0,20	0,01	2,90	4,90
FeO	0,40	1,80	2,40	4,50	8,00	
MnO	0,02	0,05	0,06	0,17	1,30	0,02
MgO	0,50	1,00	0,80	0,90	0,60	0,66
CaO	0,85	2,00	1,50	1,10	1,10	6,08
Na ₂ O	0,86	0,95	1,00	0,68	0,47	0,68
K ₂ O	1,30	2,00	2,10	1,60	1,08	1,62
H ₂ O ⁻	0,20	1,50	2,00	4,40	6,00	0,96
P ₂ O ₅	0,04	0,09	0,10	0,25	1,15	0,58
ППП **	0,40	8,30	12,50	27,70	30,17	10,88

* В скобках указана глубина озера. ** Потери при прокаливании.

Концентрации тяжелых металлов в озерных илах существенно ниже, нежели в техногенных илах, и находятся в пределах типичных фоновых концентраций (табл. 301). Несколько повышены в озерных илах концентрации цинка, что достаточно типично для подобных отложений. Было установлено, что для многих химических элементов и их соединений характерны более высокие уровни в придонных слоях озерных вод, что связано не только с осаждением сестона, но и, судя по всему, с диффузией элементов из отложений. Сравнительное изучение распределения различных компонентов на границе раздела вода-отложения указывает, что в иловых водах концентрируются многие из них (рис. 95–97). Это, очевидно, и определяет существование достаточно четко выраженного градиента концентрации веществ вблизи границы вода / дно.

Таблица 301. Металлы в донных отложениях Глубокого озера, мг/кг

Тип отложений	Глубина озера, м	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Озеро Глубокое:						
Песок	1,5	20	8	30	< 0,3	5
Илистый песок	8	35	10	37	0,4	6
Песчанистый ил	13	32	13	89	0,4	14
Ил	24	44	22	200	1	46
Ил	30	34	22	170	1	36
Торфянистый ил	4	64	13	67	0,4	14
Почвы возле Глубокого озера	—	27	12	35	<0,3	17
р. Истра, верховья, русловой аллювий	—	16	21	41	<0,3	17
Озеро Белое, Косино, илистые пески	0,5	10	75	300	< 0,3	50
Озеро Сенеж, прибрежные илистые пески	0,5	15	10	125	< 0,3	20
Озеро Констанц (фоновое) [912]	—	55	30	124	0,2	19

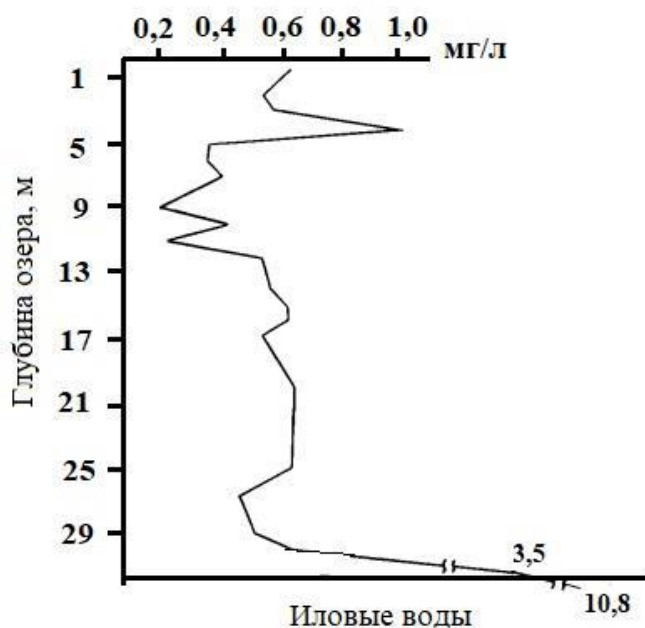


Рис. 95. Распределение аммонийного азота в озере Глубоком [1084].

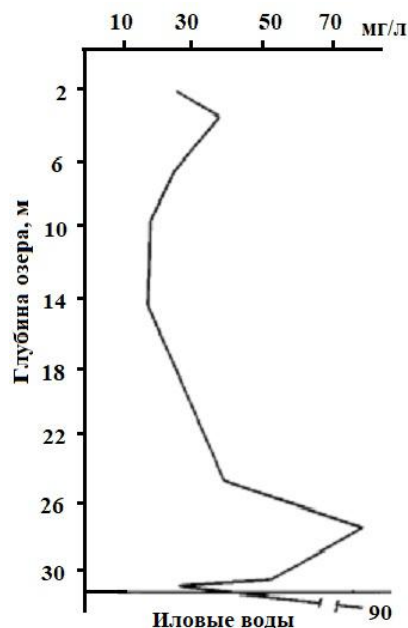


Рис. 96. Распределение растворенного цинка в озере Глубоком [1084].

Водная растительность в течение вегетационного периода извлекает ртуть из донных отложений. Осенью, после отмирания макрофитов, часть этой ртути возвращается в донные отложения с продуктами распада, часть выделяется в воду. Кроме того, в период вегетации в воду может поступать определенное количество соединений ртути с прижизненными выделениями высшей водной растительности. Отметим также, что химические элементы и их соединения, концентрирующиеся в техногенных илах, могут вовлекаться в круговорот при поедании ила гидробионтами или при его случайном попадании в их организм.

Обычно, чтобы показать значимость и роль донных отложений в экологии природных вод и биосферы в целом, приводят известный афоризм В.И. Вернадского, гласящий, что донные илы – это своеобразные подводные почвы, где вода играет роль атмосферы. Ученый считал природные

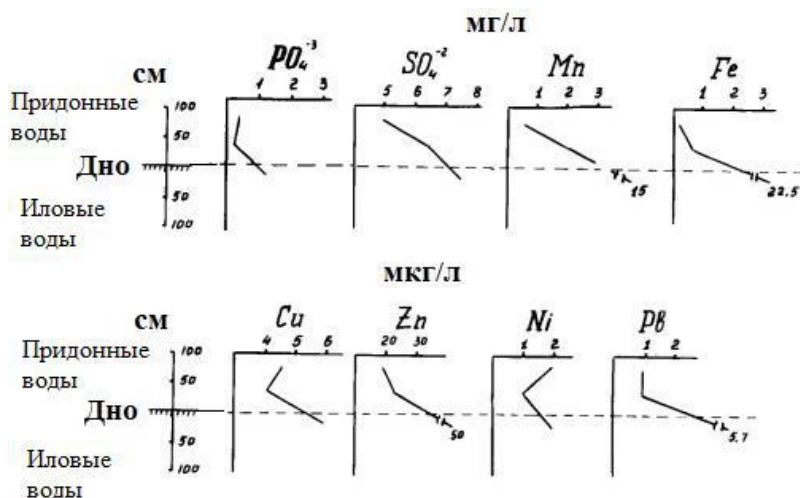


Рис. 97. Распределение различных компонентов на границе раздела придонная вода – иловая вода в оз. Глубоком [1084].

воды большой группой водородистых минералов, и именно на таком подходе строится его классификация природных вод, или «минералов группы воды» («химия природных вод – есть их минералогия»). В отделе водородистых минералов им выделялась особая группа – минералы группы воды [84]. Взгляд на воду как на минерал, безусловно, оправдан, если рассматривать ее обособленно, как «простейшее устойчивое соединение водорода с кислородом», как «жидкость без запаха, вкуса и цвета» [612, с.

394]. Действительно, вода-минерал – это косное вещество. Природная вода – сложнейшая биокосная система, состоящая, по словам самого В.И. Вернадского, из «чистой» воды, растворенных в ней минеральных и органических веществ, часто сложнейшего состава, минеральных и органических коллоидов и взвесей, газов и, главное, живых организмов; «природная вода... всегда полна жизни и... все ее химические реакции в значительной, ясно уловимой мере определяются химическими свойствами живого вещества» [84]. Таким образом, природная вода – есть биокосное геологическое образование. Еще в I в. н. э. Сенека написал, что «в воде есть что-то животворное». Хорошо известно, что в природе нет ни одного минерала (т. е. физически и химически индивидуализированного, относительно однородного по составу и свойствам тела, возникшего как продукт природных физико-химических процессов, протекающих на поверхности и в глубинах Земли и других планет, обычно представляющее собой составную часть горных пород, руд и метеоритов [141, с. 330]), который бы содержал в себе в качестве неотъемлемой части жизнь (живое вещество). Здесь уместно вспомнить соображение С.Д. Муравейского о том, что вода природных водоемов (речь идет именно о природной воде, а не о воде как простом, неизменном химическом соединении, выражающемся формулой H_2O и характеризующемся молекулярным весом 18,016 – Е.Я.) по своим свойствам принадлежит к природным телам типа почв, гумус, органические вещества в растворенном состоянии, растворимые в воде питательные соли (неорганические соединения азота, фосфора, калия и т. д.), растворенные в воде минеральные соединения, определяющие основной солевой состав воды, растворенные газы – все это и создает комплекс свойств, совпадающих с комплексом свойств, определяющих качественную специфичность почв. Следовательно, вода водоемов по всем своим свойствам принадлежит к природным телам типа почв, а не минералов [377]. Такой подход к пониманию природных вод (как природного геологического тела, а не химического вещества) представляется более оправданным. Так, согласно одному из современных определений, почва – это «многофазная полидисперсная система, состоящая из четырех фаз: твердой (минеральные и органические частицы), жидкой (почвенный раствор), газообразной (почвенный воздух) и живой (почвенные организмы). Эти фазы находятся в тесном взаимодействии» [240, с. 90]. Подобное определение вполне может быть применимо и к природным водам, т. е. природная вода – это многофазная полидисперсная (биокосная) система, состоящая из четырех фаз: жидкой (водный раствор), твердой (взвешенные минеральные и органические частицы), газообразной (растворенные в воде газы) и живой (водные организмы). Более того, например, А.И. Перельман [429] выделяет три основных вида почв: 1) почвы с преобладанием окислительной обстановки; 2) почвы с восстановительной глеевой обстановкой; 3) почвы с восстановительной сероводородной

обстановкой. Природные воды он же разделяет на: 1) кислородные; 2) глеевые воды и 3) 2) сероводородные [430]. В научную литературу прочно вошло понятие «водный гумус» [531, 739]. Таким образом, логично рассматривать донные отложения рек в качестве своеобразной материнской (для воды) породы, верхний слой которых с придонными водами в определенной мере соответствует тому горизонту, который почвоведы называют горизонтом «ВС». В структуре водной толще природного водоема часто выделяются своеобразные генетические горизонты, имеющие только им присущие признаки и свойства (придонный слой, основная толща воды, поверхностная пленка и т. д.).

В качестве краткой формы полного термина «техногенный ил» может быть предложен термин «технопель» (от греч.: *technē* – искусство, мастерство, техника + *pēlōs* – ил, грязь). Его близкий аналог по построению – термин «сапропель». От родового названия «технопель» легко образовывать видовые – «речной технопель», «озерный технопель», «морской технопель» и т. д. Здесь следует отметить, что в литологии до сих пор нет общепринятого определения термина «ил». Так, илом часто называют тонкодисперсный водонасыщенный неуплотненный осадок, образующийся на дне водоемов, который в естественных условиях находится в текучем состоянии, а при высушивании приобретает свойства твердого тела [140]. Иногда отмечают, что этот осадок не затронут диагенетическими процессами [115]. К. Оллиер [399] считает, что ил сложен глинистыми минералами и содержит переменное количество воды и примеси других минералов. В. Рыка и А. Малишевская [492] указывают, что ил – это нецементированный кластический осадок, состоящий главным образом из пыли и глины. Ф.Дж. Петтинджон [436] подчеркивает, что илы – это осадки, содержащие большие количества глинистых минералов. В англоязычной геологической литературе имеется несколько терминов, переводимых на русский язык как «ил» – *silt*, *mud*, *ooze* [577, 578]. *Mud* – 1) тонкая, липкая, скользкая смесь воды и мелких частиц (алевритовой размерности и более тонких) твердого или землистого материала, постоянно меняющаяся по консистенции от полужидкой массы до мягкого и пластичного осадка; такой материал отлагается турбидитными потоками, выбросами источников и вулканов или при выпадении дождя на землистую поверхность; очень влажная и мягкая почва или земляная масса; грязь; 2) нецементированный осадок, состоящий из глины и/или алеврита, а также материал другой размерности (например, песчаной), смешанных с водой, вне зависимости от состава; 3) смесь алеврита и глины; алевритовая часть осадочной породы. *Ooze* – мягкий тонкий осадок, покрывающий дно реки, эстуария или озера; 2) медленно текущий, влажный, землистый материал, легко уступающий давлению. *Silt* – термин свободного пользования, применяемый для обозначения осадков, содержащих значительное количество частиц песчаной и глинистой размерности; осадочный материал (главным образом с частицами алевритовой размерности), взвешенный в текучей или стоячей воде; ил или тонкий землистый материал в виде суспензии.

6.5. Газообразование в илах и его эколого-геохимическая роль

Определенную роль в процессах высвобождения химических элементов и их соединений в водную массу могут играть достаточно активно идущие в толще техногенных илов процессы газообразования [27]. Наличие в илах значительных количеств органических веществ и их деструкция предопределяют образование в подобных отложениях свободных (спонтанных) газов (CO_2 , H_2 , N_2 , H_2S , CH_4 , NH_3 , возможно H_2). В частности, при механическом воздействии на техногенные илы (например, при отборе проб илов с помощью бура) практически всегда наблюдается интенсивный процесс донного газовыделения и появления на поверхности воды газовых пузырьков. Газообразование в речных илах изучено слабо. В то же время наличие значительных количеств газов в отложениях приводит к изменению физико-механических и химических свойств последних и увеличивает их эколого-токсикологическую опасность. Газовыделение и особенно образующиеся газовые пузырьки способствуют переносу различных поллютантов (особенно органических) из толщи загрязненных отложений в основную водную массу [346, 348, 905, 960, 980, 1032]. В общем случае можно говорить о трех механизмах выделения газов из донных отложений: молекулярная диффу-

зия растворенных газов, образование и конвекция газовых пузырьков, транспорт газов через высшую водную растительность [876]. Для рек, очевидно, наибольшее значение имеют первые два механизма.

Важную роль в образовании газов в донных отложениях, обогащенных органическими веществами, играет микробное сообщество [294, 295, 1044]. Согласно [877], в отложениях, бедных кислородом и богатых органикой (каковыми я являются техногенные илы, особенно в местах своего наибольшего скопления), создаются идеальные условия для анаэробного бактериального разложения органического вещества. Метанобразующие бактерии являются высокоспециализированной группой облигатно-анаэробных микроорганизмов, представители которой получают энергию для роста в процессе образования метана из ограниченного набора субстратов, включающего $H_2 + CO_2$, формиат, ацетат, метанол и метилированные амины. Такие бактерии широко распространены в анаэробных зонах водоемов (в основном локализованы в иловых отложениях), в затопляемых почвах, в метантенках. Водные микроорганизмы цикла азота подразделяют на четыре основные физиологические группы: аммонифицирующие (деятельность которых сопровождается образованием аммиака NH_3), денитрофицирующие (NO_3^-), нитрифицирующие (N_2O , N_2) и азотфиксирующие (NH_3).

Возникновение в техногенных илах глеевой и тем более сероводородной обстановки интенсифицирует процессы метанообразования и денитрификации с образованием газообразного азота. Природные воды содержат метан разного генезиса и одновременно являются средой, где происходит его продукция и деструкция. Между донными отложениями, водной тощей и атмосферой происходит постоянный газообмен, который регулируется различными факторами и процессами. Наряду с образованием метана *in situ* он может поступать водотоки с болотными водами, хозяйственно-бытовыми, промышленными и сельскохозяйственными сточными водами. Это приводит к существенному возрастанию содержания газа в воде на загрязненных участках по сравнению с естественным фоном.

Согласно [656], распад органического вещества (в условиях метантенков, что, очевидно, в определенной мере отвечает ситуации, характерной для участков значительного накопления техногенных илов) осуществляется в две фазы. Первая фаза характеризуется образованием жирных кислот (муравьиной, уксусной, масляной и др.), углекислоты, спиртов, аминокислот, аммиака, сероводорода и др. Во время протекания второй фазы кислоты разрушаются, происходит выделение углекислоты, метана, в небольших количествах водорода и оксида углерода. Авторы цитируемой работы считают, что если известен состав органических (газообразующих) компонентов (жиров, белков и углеводов) отложений (для метантенков – осадков сточных вод), то может быть установлен удельный выход газа из распавшегося органического материала (табл. 302). Как видим, в данном случае интенсивно образуется метан и диоксид углерода.

Таблица 302. Состав и интенсивность газообразования в осадках метантенков [656]

Газообразующие компоненты	Выход газа на 1 г распавшегося вещества		Состав газа		Средняя плотность газа, г/л		Распад вещества, %
	л	г	CH_4	CO_2	при 0°C	при 20°C	
Жиры	1,25	1,41	68	32	1,13	1,05	70
Углеводы	0,79	1,06	50	50	1,347	1,25	64
Белки	0,704	0,76	71	29	1,08	1,01	47

Исследования последних лет показали, что в биогаз метантенков наряду с его целевыми горючими составляющими (метан и другие углеводороды) переходят некоторые загрязняющие вещества [321]. Так, при мезофильно-термофильном сбраживании осадков на станции биологической очистки коммунальных (60%) и производственных стоков в проанализированных пробах газовой фазы метантенков выявлено 1–100 мкг/м³ мышьяка и сурьмы, по 10–1000 мг/м³ ртути, теллура, свинца, олова. Эти металлы в основном представлены ди-, три- и тетра-метилированными соединениями, типичными для процесса гниения органики. Выявленные концентрации многократно превышают ПДК рассматриваемых соединений. Характер загрязнений определяется наличием аммиака и сероводорода. Их концентрации, превышающие ПДК, при неблагоприятных ме-

теоусловиях регистрируются на расстоянии 300–500 м от станции аэрации и до 500 м от иловых площадок [233].

Натурные исследования, выполненные на озерах, свидетельствуют о том, что трудногидролизуемая органика (характерная для техногенных илов) частично подвергается анаэробному распаду с образованием метана [294, 295]. Интенсивность метанообразования в природных водоемах зависит от ряда факторов – наличия предшественников метана, окислительно-восстановительного потенциала, присутствия сульфатов и нитратов, количественного и качественного состава микробного сообщества, интенсивности и характера техногенного загрязнения. Местами повышенного выделения метана являются заросли макрофитов [168]. Максимального значения эмиссия метана достигает в сильно загрязненных акваториях [169]. Как правило, содержание метана в речных и озерных отложениях линейно связано с концентрацией органического вещества в последних, причем одним из самых благоприятных для развития бактерий метаногенов является органическое вещество хозяйственно-бытовых и промышленных стоков, поступающих в водные объекты. Так, содержания метана в илах и воде шхерных районов Ладожского озера, принимающих неочищенные стоки целлюлозно-бумажного производства, достигали соответственно 250 мг/кг (на сырую массу) и 490 мкг/л [591]. В донных отложениях низовий р. Дона, испытывающих высокую техногенную нагрузку, содержания метана в летне-осенний период находились в пределах от 0,01 до 42,7 мкг/г [592]. Максимальные концентрации метана были приурочены к слою отложений 10–35 см, ниже которого наблюдалось постепенное снижение его уровней. В большинстве случаев повышенные содержания метана в донных отложениях фиксировались в зонах интенсивного техногенного загрязнения. Эмиссия метана из песчаных отложений Нижнего Дона с невысоким содержанием органики варьировалась в пределах 0,03–0,2 мкг/м² в час; из илов – изменялась от 87,4 до 60648 мкг/м² в час. Авторы [591, 592] обоснованно считают, что метан (его концентрации в отложениях) может использоваться в качестве индикатора для выделения зон, подверженных хроническому загрязнению органическим веществом (показатель «метан»).

Сведения о содержании газообразного азота в пресноводных отложениях весьма скудны [349]. Содержание газообразных соединений азота в илистых отложениях колеблется в пределах 46–92% общего газового объема [994]. Известны две формы этих соединений в илах – N₂ и N₂O, причем, продукция N₂O обычно не превышает 10% от продукции N₂ [515]. Согласно [1046], денитрификация является активным и повсеместно распространенным процессом в пресноводных донных отложениях. Денитрификация может служить механизмом удаления излишков нитратов в евтрофной водной среде [904]. Наибольшие скорости денитрификации наблюдаются в евтрофных речных донных отложениях. Сезонная изменчивость денитрификации зависит от температуры и целого ряда других факторов (запасы нитратов в донных отложениях или толще воды, количество органического вещества и др.). В пресноводных системах в результате нитрификации теряется заметная часть минерализуемого в донных отложениях азота. По данным [905], газ, выделяющийся из озерных прибрежных отложений, состоит на 80% из метана и на 20% из молекулярного азота. Авторы цитируемой работы на основе модельных экспериментов оценили вынос из донных отложений в результате газовыделения дихлорметана и хлороформа для оз. Онтарио в районе порта Гамильтон в 130 и 10 кг в год соответственно. В летний период на участке ниже Парижа в составе потока газа из донных отложений р. Сены преобладали CH₄ (81–85%), N₂ (8–18%) и CO₂ (1–7%) [922]. Кроме того, отмечены незначительные количества N₂O и соединений серы. Темпы газовой выделения составляли около 0,55 л/м²/ч. Высокие темпы образования N₂O следует ожидать в донных отложениях водотоков, загрязненных животноводческими стоками [977]. По мнению [849], нитрификация, имеющая место в донных отложениях водотоков, является потенциально важным источником эмиссии N₂O.

Исследования, выполненные на небольшой реке в шт. Массачусетс (США), принимающей сточные воды с очистных сооружений, показали, что в зимний период в донных отложениях образуется и выделяется в водную массу NO₂ со скоростью 0,1–4,7 мг/с. Авторы дают гипотетическую оценку этого источника NO₂ в глобальном масштабе – 0,2 × 10⁶ т в год, что составляет незначительную часть его глобального бюджета [941]. Изучение распределения NO₂ в воде и отложениях речной системы на северо-востоке Англии, включая высоко евтрофный приток, позволило вы-

явить пространственные и сезонные тенденции, корреляцию между распределением диоксида азота в отложениях и нитратами в водной массе, а также влияние различных факторов среды на продуцирование NO_2 в речных отложениях [923].

Немецкие исследователи отмечают значение сероводорода в связи с его дегазацией в воздух из водоемов, загрязненных сточными водами [1045]. Следует отметить, что процессы образования, превращения и транспорта сероводорода в окружающей среде изучены недостаточно [32]. Установлено, что микробиологическое восстановление сульфатов – основной путь образования сероводорода в природе. Этот процесс называется десульфатацией, или сульфатредукцией, а возбудители его – десульфурierenden, или сульфатвосстанавливающими, бактериями, деятельность которых обуславливает обогащение водных объектов сероводородом [294, 295]. Эти микроорганизмы распространены в анаэробных зонах пресноводных водоемов (преимущественно в верхнем слое иловых отложений) и являются основными продуцентами сероводорода в природе. Следствием процесса редукции сульфатов служит накопление свободного сероводорода и сульфидов в воде и донных отложениях. Для протекания сульфатредукции сульфаты должны постоянно поступать в отложения или образовываться в их поверхностном слое за счет окисления сульфидов. В континентальных водоемах различной степени трофии наблюдается активный процесс редукции сульфатов. Интенсивность процесса определяется в первую очередь концентрацией органического вещества, поступающего в анаэробную зону, и, в меньшей степени, содержанием сульфатов. Отмечено, что наиболее активно данный процесс осуществляется в слое илов 0-2 см, где окислительно-восстановительный потенциал составляет -100 – -150 мВ. В пресных водоемах, где содержание сульфатов колеблется от 20 до 50 мг/л и ниже, процесс сульфатредукции сильно интенсифицируется в результате поступления биогенов промышленно-бытового происхождения. По мнению [649], главным фактором, определяющим биохимическое восстановление серы, выступает молекулярный кислород, поступление которого в среду обуславливает интенсивное развитие аэробно-анаэробной экосистемы, осуществляющей окислительно-восстановительные реакции в воде.

Согласно [176], если pH воды выше 7, то при восстановлении сульфатов образуется главным образом HS^- , а в присутствии любых способных к реакциям соединений железа сульфидные формы будут реагировать с ними, образуя твердые сульфиды. Имеется много следствий восстановления сульфатов. Прежде всего, сероводород для большинства организмов является высокотоксичным веществом, сильно влияющим на флору и фауну данной экосистемы [108]. При наличии в водоеме избытка H_2S возникает дефицит кислорода. Превращение оксидов железа в сульфиды обычно вызывает изменение цвета отложений от красного или коричневого до черного или серого. Тяжелые металлы и фосфатный ион, адсорбированные на оксигидроокиси Fe (III), будут выделяться в раствор, при этом тяжелые металлы (например, Cu, Zn, Mo, Pb, Hg), которые в окисленных водах были относительно растворимыми (при условии, что pH не очень высок), в присутствии растворенных сульфидов становятся слабо растворимыми (как сульфиды) [176].

Бактериальное восстановление сульфатов в илах р. Москвы описано В.В. Красинцевой и др. [273]. В данном случае, как полагают авторы цитируемой работы, сульфатредуцирующие микробы восстанавливают сульфаты иловых вод в анаэробной среде до сероводорода, разлагая при этом органическое вещество. Этот процесс, приводящий к понижению величин окислительно-восстановительного потенциала, характеризуется следующей схемой: $\text{SO}_4^{2-} + 2\text{C}_{\text{орг}} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{S} + 2\text{HCO}_3^-$. Образующийся при этом сероводород, как полагают авторы цитируемой работы, связывается присутствующим в речных отложениях железом. В нижнем течении Дона поступление больших объемов возвратных вод орошения, промышленных и бытовых стоков, обогащенных органическим веществом, обусловило снижение концентрации растворенного в воде кислорода. В результате микробиологического разложения органического вещества и сульфатредукции в донных отложениях (черных мелкоалевритовых илах с характерным запахом сероводорода) формируется восстановительная сероводородная обстановка [592, 615]. Окислительно-восстановительный потенциал в отложениях составляет -140–160 мВ. В работе [894] приводятся результаты экспериментов по определению доли протеолиза и сульфатредукции в образовании сероводорода в отложениях двух евтрофированных озер (Eh -150 – -250 мВ). Скорость образования сульфида за счет протеолиза колебалась в пределах 0,02–1,51 мг S/л в сутки, за счет сульфатредукции – 0,05–3,2.

Установлено, что протеолиз дает 5–50% всего образуемого сероводорода в изученных отложениях. Оба процесса наиболее активно протекали в верхнем слое отложений (0–2 см), на глубине 5–6 см активность падала на порядок. Максимум сульфатредуцирующих бактерий (1,7 тыс./мл) выявляется на поверхности отложений, максимум протеолитиков (4,1 тыс./мл) – на глубине 3–4 см. Сделан вывод о необходимости учитывать протеолиз как альтернативный сульфатредукции процесс образования сероводорода в пресноводных водоемах. Следует отметить, что идущая в донных отложениях сульфатредукция (даже при отсутствии в них высоких количеств токсичных веществ) оказывает влияние на токсичность воды вследствие выделения в нее сероводорода [58, 59]. Опыты с отложениями, отобранными на малозагрязненном участке канала им. Москвы показали, что при сульфатредукции в воду периодически выделялся сероводород, концентрация которого могла достигать 1,2 мг/л. В результате дафнии, используемые как тестовые организмы, погибали в такой воде в течение суток. После смены воды и посадки новых дафний процесс повторялся и так до прекращения интенсивной сульфатредукции, продолжавшейся около 15 суток. Известен случай, когда в результате биологического распада промышленных отходов, сбрасываемых в лагуну площадью 14,5 га (шт. Индиана, США), среднечасовая атмосферная концентрация сероводорода, поступающего в воздух, достигала уровня 0,45 мг/м³. Жители жаловались на неприятный запах, тошноту, нарушения сна, чувство жжения в глазах и нехватку воздуха [108].

Различие виды биохимического распада и окисления органических веществ и остатков, в повышенных количествах содержащихся в речных илах в зонах техногенного загрязнения, интенсифицируют образование диоксида углерода и его выделение в водную толщу. Образующийся CO₂, очевидно, в той или иной степени включается в фотосинтез, расходуется на растворение карбонатов и на химическое выветривание алюмосиликатов [9]. Определенная часть CO₂ может выделяться в атмосферу. При взаимодействии диоксида с водой образуется слабая кислородсодержащая угольная кислота. Дополнительная поставка диоксида углерода в водную толщу загрязненных водотоков, судя по всему, оказывает влияние на годовую динамику его содержания. Известно также, что чрезмерное содержание растворенного в воде CO₂ угнетает жизненные процессы животных организмов. Для химических процессов в природных водах существенно влияние CO₂ на концентрацию водородных ионов [9, 176]. Увеличение количества CO₂ в воде приводит к снижению pH.

Рост содержания газов приводит к изменению физико-механических свойств речных отложений, а также резко изменяет их акустические свойства, что создает предпосылки для эффективного использования сейсмоакустики при зондировании речных отложений, так как газонасыщенные отложения имеют, как правило, характерные особенности на сейсмоакустических разрезах. Одноканальные сейсмоакустические исследования, выполненные на пресноводных водоемах с помощью аппаратуры, разработанной на кафедре сейсмометрии и геоакустики геологического факультета МГУ, установили основные картировочные признаки насыщенных илов газами [96, 227]:

1. Значительное увеличение амплитуды отраженного от слоя газонасыщенных отложений сигнала, что свидетельствует об увеличении коэффициента отражения (образование аномалии типа «яркое пятно»).

2. Увеличение абсолютного значения коэффициента отражения, которое обусловлено резким уменьшением скорости распространения продольных волн в газонасыщенных илах (значение скорости звука могут быть в несколько раз меньше, чем скорость звука в воде и даже в воздухе).

3. Коэффициент отражения от слоя илов вследствие уменьшения скорости в них становится отрицательным, что приводит к смене полярности отраженного сигнала. Необходимо отметить, что, если газонасыщенные отложения залегают внутри разреза, обнаружить смену полярности сигнала из-за интерференции зачастую крайне сложно.

4. Ниже по разрезу под газонасыщенными илами часто наблюдается ослабление записи вплоть до полного «экранирования» (слой илов становится «акустическим фундаментом»). Иногда наблюдается «прогибание» вниз осей синфазности ниже их кровли.

5. Резкое увеличение модуля коэффициента отражения, которое приводит к формированию интенсивных кратных волн одной полярности, которые также начинаются с отрицательной фазы (если излучаемый импульс начинается с положительной фазы).

Например, при работах на р. Москве использовались практически все указанные признаки [96]. Наиболее эффективными из них оказались третий и пятый. В данном случае сейсмоакустические исследования выполнялись на участке р. Москвы от Южного порта до Братеевского моста и от Чагинского колена до створа Беседы. Газонасыщенные современные илы выделены на всех участках реки и занимают достаточно значительные их площади. Илы в основном плащеобразно перекрывают нижележащие отложения. Мощность газонасыщенных илов в среднем составляет 60–80 см, но на некоторых участках она превышает 1 м. На участке, расположенном выше по течению от Сабуровских мостов, они залегают в неглубоких понижениях русла, а их мощность может достигать 1 м. Крайне редко илы сглаживают рельеф, заполняя понижения коренного рельефа, расположенные на склонах небольших впадин или в непосредственной близости от них. Вниз по течению р. Москвы в илах отмечается довольно значительное уменьшение соотношения C/N (C – органическое вещество, N – азот) – от 39 до 18. Это свидетельствует об увеличении газонасыщенности отложений, что может быть связано с диагенетическими изменениями присутствующего в них органического вещества.

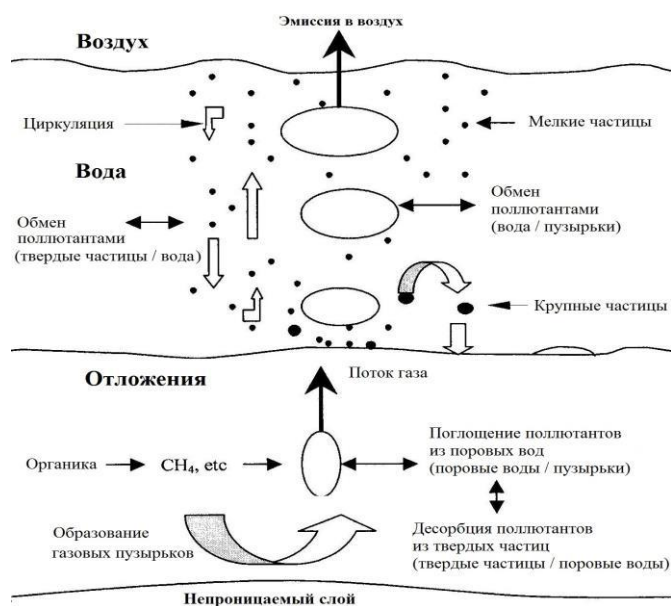


Рис. 98. Схема потока газов в водотоках и связывания ими загрязнителей в загрязненном водотоке [1086].

Экспериментально установлено, что в условиях загрязнения содержащиеся в донных отложениях органические вещества в результате биологической и микробиологической деятельности могут генерировать CH_4 , CO_2 и N_2 [310]. Это способствует увеличению парового давления и обуславливает формирование так называемых газовых пузырьков – явление хорошо известное, но все еще слабо изученное. По данным [1086], газовые пузырьки (обычно эллипсоидной формы) поглощают из поровых (иловых) вод загрязнители, которые вместе с потоком газа (в рассматриваемом эксперименте – преимущественно метан) поступают в водную толщу, где могут сорбироваться взвешенными в воде веществами, и эмитировать в атмосферный воздух (рис. 98). Образование газовых пузырьков начинается при усло-

виях, когда парциальное давление растворенных газов становится выше гидростатического давления отложений [877]. Газовые пузырьки в ходе восходящего движения вносят определенный вклад в ресуспензию (взмучивание) донных отложений, что способствует перераспределению и поступлению загрязнителей в водную толщу [1087]. Отмечается роль потока метана, образующегося в донных отложениях, в поставке ПАУ в водную толщу [1086]. Темпы газовыделения сильно зависят от температуры отложений (чем выше температура, тем интенсивнее). Так, по экспериментальным данным [940], темпы генерации метана из донных отложений р. Anacostia составляли около 0,341 и 917 мл/сут/м² при 4, 22 и 35⁰С соответственно.

Таким образом, деструкция органического вещества, присутствующего в значительных количествах в техногенных илах, интенсифицирует процессы газообразования (CO_2 , H_2 , N_2 , H_2S , CH_4) в загрязненных водотоках. Образование газов в донных отложениях приводит к изменению физико-механических и химических свойств последних, увеличивает их экологотоксикологическую опасность, влияет на поведение целого ряда химических элементов, в том числе, тяжелых металлов, изменяет газовый режим водотоков в зонах техногенного загрязнения. Газовыделение способствует переносу различных загрязняющих веществ из толщи отложений и придонных слоев в основной водный поток, является определенным источником поступления некоторых газов в атмосферу.

6.6. Выводы

В техногенных илах геохимические аномалии тяжелых металлов проявились (с разной степенью интенсивности) за счет увеличения их удельных концентраций во всех гранулометрических фракциях. Практически все изученные химические элементы характеризуются направленным ростом их удельных концентраций от фракций песка к фракции глины. Исключение составляют железо (основной концентратор – фракция крупного алеврита) и ртуть (фракция-концентратор – мелкий или средний песок), что обусловлено особенностями структурно-агрегатного состава техногенных илов. В качестве фракции-носителя для большинства металлов выступает крупный алеврит, с которым связано до 50–70% их валового содержания. Для ртути основным носителем (в зависимости от удаления от источника загрязнения и горизонта илов) являются фракции среднего или мелкого песка (вблизи источника загрязнения) и фракции тонкого песка или алеврита (при удалении от источника загрязнения).

Техногенные илы отличаются от фонового аллювия принципиально иным соотношением основных форм нахождения тяжелых металлов, что проявляется в увеличении доли их подвижных соединений, способных переходить в водную фазу и поглощаться гидробионтами. Удельные концентрации подвижных форм многих металлов в илах не только близки валовым фоновым содержаниям, но часто превышают их. Для кадмия фиксируется резкое увеличение доли сорбционно-карбонатных форм (при существенном снижении доли органических форм). Для меди отмечается рост относительного содержания гидроксидных и (особенно при удалении от города) сорбционно-карбонатных форм нахождения. Для никеля наблюдается определенное увеличение доли сорбционно-карбонатных и гидроксидных форм (при заметном снижении доли органических и кристаллических форм). Для свинца характерен заметный рост относительного содержания сорбционно-карбонатных и небольшое увеличение доли гидроксидных форм (при снижении количества кристаллических и силикатных форм). Формы нахождения металлов в техногенных илах вблизи источников загрязнения являются своего рода первичными формами (свойственными осадочному веществу, поступающего со сточными водами). Это указывает на существенную роль в формировании илов на этих участках русла процессов гидравлического (механического) осаждения поступающей взвеси. При удалении от источника загрязнения важную роль в осаждении переносимых водным потоком тяжелых металлов играют сорбционные процессы. Обычно вниз по течению наблюдается уменьшение относительной доли легкоподвижных форм нахождения металлов, а баланс (соотношение) их основных форм нахождения приближается к таковому в фоновом аллювии. Тем не менее в большинстве случаев потенциальный запас металлов, способных к дальнейшей трансформации и усвоению гидробионтами, превышает общий пул элементов в фоновых условиях.

Значительная часть ртути в техногенных илах накапливается в относительно подвижных формах. По мере удаления от источника загрязнения происходит снижение как валовых содержаний, так и удельных концентраций основных форм ртути. Отмечается закономерное изменение в соотношении различных форм вниз по потоку, проявляющееся в определенном, порой значимом увеличении относительной доли оксидных форм, в меньшей степени сульфатных, а также в снижении доли элементарной ртути. Это указывает на геохимическую трансформацию форм ртути в процессе миграции, которая сопровождается ее выделением в водную массу. Доля прочносвязанных форм, как правило, не превышает 25–30%. Коэффициенты подвижности ртути для всей массы илов достаточно велики. Фиксируется неплохая схожесть в структуре баланса форм нахождения ртути в техногенных илах и взвеси, что свидетельствует о ведущей роли взвешенных веществ в формировании потоков рассеяния ртути в донных отложениях. В ходе русловой миграции для ртути четко проявлены два противоположных с геохимической точки зрения процесса – более выраженное увеличение относительного содержания очень мобильных соединений и менее проявленное увеличение доли очень устойчивых форм этого металла. Это свидетельствует о возрастании экологической опасности металла, о возможности его перехода из илов в раствор речных вод и включения в водные пищевые цепи, а также о формировании в руслах рек устойчивых во време-

ни и пространстве зон ртутного загрязнения, фиксируемых техногенными илами, являющихся основным концентратором ртути в загрязненных реках.

В зоне техногенного загрязнения тяжелые металлы отличаются высокими концентрациями в иловых водах, существенно превышающими их уровни в придонных водах и фоновые содержания в речных водах. По всей видимости, на границе вода/илы существует постоянный градиент концентрации растворенных форм тяжелых металлов, направленный из отложений в воду. Для ртути установлена прямая зависимость ее содержания в иловой воде от концентрации в техногенных илах.

Техногенные илы характеризуются высокими значениями сухого остатка, высокой обменной кислотностью и значительными содержаниями обменных ионов. Если емкость катионного обмена фонового аллювия составляет 4,84 мг-экв/100 г отложений, то техногенных илов возрастает в 3–10 раз, достигая 38–41 мг-экв/100 г. Наибольшие значения емкости обмена катионов закономерно характерны для отложений с низкими значениями pH. В составе обменных катионов доминирует (68–81% от суммы) кальций, доля обменного магния также значительна (32–36%). Количество обменного NH_4^+ заметно превышает содержание обменных натрия и калия. Техногенные илы отличаются повышенными содержаниями NO_3^- . Наблюдаемые колебания значений емкости поглощения обусловлены пространственными различиями вещественного состава отложений, а также количества и группового состава органического вещества. Основными носителями адсорбционных свойств техногенных илов являются аморфное и органическое вещество, гидроксиды железа, карбонатные и глинистые минералы.

Вторичные преобразования техногенных илов могут быть связаны с трансформацией органической, карбонатной и илесто-глинистой составляющих, преобразованием соединений железа и формированием «свежих» гидроксидов Fe, Mn и Al и их гидрозолей, вторичных алюмосиликатов и аморфных минералов, с переходом аморфных гидроксидов Fe, Mn и Al в кристаллические, с потерей илами при их уплотнении несвязанной воды, с относительным увеличением содержания устойчивых титанистых минералов, а также в существенной мере с разубоживанием техногенного материала природным аллювием. В прогнозе техногенные илы, концентрируя основную массу загрязняющих веществ, поступающих в реки промышленно-урбанизированных ландшафтов, представляют собой мощный источник вторичного загрязнения водной массы и поступления токсичных веществ в гидробионты, что является следствием разнообразных физико-химических, биохимических и гидродинамических процессов, протекающих в речных системах, особенно непосредственно в отложениях и на границе придонная вода/техногенный ил.

Деструкция органического вещества, присутствующего в значительных количествах в техногенных илах, интенсифицирует процессы газообразования (CO_2 , H_2 , N_2 , H_2S , CH_4) в загрязненных водотоках. Образование газов в отложениях приводит к изменению физико-механических и химических свойств последних, увеличивает их эколого-токсикологическую опасность, влияет на поведение целого ряда химических элементов, в том числе, тяжелых металлов, изменяет газовый режим водотоков в зонах техногенного загрязнения. Газовыделение способствует переносу различных загрязняющих веществ из толщи донных отложений и придонных слоев воды в основной водный поток, является определенным источником поступления некоторых газов в атмосферу.

7. Эпифитовзвесь – разновидность современных осадочных образований и ее эколого-геохимическое значение

Основной информацией, используемой для оценки интенсивности загрязнения рек химическими элементами, являются данные об их распределении в воде, донных отложениях и гидробионтах, получение которых, как правило, сопряжено с организационными, техническими и химико-аналитическими трудностями. Химический состав речной воды отличается выраженной пространственно-временной неоднородностью, что обуславливает необходимость организации длительных (режимных) наблюдений за распределением загрязняющих веществ на нескольких створах. Обяза-

тельным условием является унифицированная предварительная подготовка проб воды, прежде всего, использование единого приема разделения взвешенных и растворенных форм химических элементов, обычно осуществляемого ультрафильтрацией через мембранные фильтры с соответствующим диаметром пор. Концентрирование химических элементов в гидробионтах в каждом конкретном случае обычно проявляется по-разному, зависит от физико-химических свойств и форм существования поллютантов в воде, взвеси и донных отложениях, а также от вида и морфологии организмов, их биосорбционных свойств и (для растений) вегетационной фазы. Как правило, адекватная оценка уровня загрязнения вод может быть сделана при сравнении содержания химических элементов в гидробионтах одного и того же вида, близкого возраста и размера, обитающих в сходных гидродинамических условиях, собранных в один и тот же сезон. Возможность подобной унификации представляется редко. Существуют также методические сложности, во многом обусловленные необходимостью применения единообразных методов подготовки и анализа проб воды и тканей организмов. Достаточно стандартизованы методы отбора и химико-аналитические исследования донных отложений. Однако опробование их часто представляет трудоемкий процесс и в силу различных причин возможно не на всех участках речного русла. Кроме того, речные отложения отражают (суммируют) многолетнее воздействие разнообразных источников загрязнения, часть которых в момент наблюдения может уже не функционировать.

Возникает необходимость выбора такого компонента речной среды, изучение химического состава которого (стандартными и доступными для большинства аналитических лабораторий методами) позволило бы быстро, эффективно и с минимальными затратами оценить масштабы техногенного загрязнения рек. В качестве подобного индикатора, депонирующего химические элементы, эффективно использовать речную эпифитовзвесь [676, 680, 690, 694, 692, 707, 716, 730]. Эпифитовзвесь – термин, предлагаемый для обозначения взвеси, осажденной на макрофитах [676, 680, 707]. К последним принято относить высшие водные и прибрежно-водные растения, а также прикрепленные низшие и плавающие водоросли [475]. На стеблях и особенно на листьях речных макрофитов практически всегда наблюдается осаждение (налипание, адсорбция) взвешенных в воде твердых частиц (речной взвеси), что и обуславливает формирование эпифитовзвеси – особого компонента водных систем и одновременно своеобразной разновидности современных осадочных образований. Активное формирование эпифитовзвеси особенно характерно для загрязненных речных вод, в большинстве случаев отличающихся высокой мутностью (высоким содержанием в воде твердых взвешенных частиц).

До недавнего времени речная эпифитовзвесь (как особый компонент водной среды и тем более как разновидность современных осадочных образований) практически не изучалась и не использовалась в качестве индикатора загрязнения речных систем химическими элементами. Автор этих строк впервые обратил внимание на это явление – формирование эпифитовзвеси – в 1986 г. при проведении эколого-геохимических исследований на р. Нуре и тогда же использовал эпифитовзвесь для оценки интенсивности сезонного загрязнения речной среды ртутью [671, 673, 676]. В последующие годы эпифитовзвесь более детально исследовалась автором на реках Мордовии и Пензенской области (1989–1990 гг.), а также – в 1997 г. – еще раз на р. Нуре. В 2003 г. приоритет геохимического способа выявления и оценки зон техногенного загрязнения рек, разработанного автором этих строк и основанного на использовании эпифитовзвеси, был подтвержден патентом Российской Федерации [707]. Есть все основания полагать, что эпифитовзвесь является важным компонентом речной экосистемы, с которым связан определенный трофический уровень и играет особую роль в биогеохимии и экогеохимии водоемов [752, 803]. Следует отметить, что термин «эпифитовзвесь» (и соответствующее понятие) в последние годы вошли в гидробиологическую и геохимическую литературу, эпифитовзвесь используется в геохимических и гидробиологических исследованиях водных систем и изучается как полноправный компонент водной среды (см., напр., [109, 156, 198, 246, 311, 587 и др.]).

Систематизация и обобщение результатов исследований автора и доступных литературных сведений, приводимые ниже, свидетельствует о возможности применения эпифитовзвеси для выявления зон техногенного загрязнения, установления комплекса загрязняющих водотоки химических элементов, оценки современного (сезонного) уровня загрязнения речной среды, изучения

процессов перераспределения химических элементов в водной среде и форм нахождения тяжелых металлов и их трансформации в ходе русловой миграции осадочного материала.

7.1. Макрофиты и их роль в экологии речных экосистем

Видовая совокупность водных растений очень многообразна. Например, в состав флоры макрофитов Удмуртии входит 310 видов из 54 семейств и 123 родов, причем в классе текучих водоемов наибольшее сходство проявляют флора малых и средних рек (68,6%) [319]. Флора крупных рек от флор малых и средних рек несколько обособлена, что, по-видимому, обусловлено интенсивностью их русловых процессов. В общем случае можно выделить 4 основные группы водной растительности: 1) водно-болотная группа, 2) воздушно-водная (например, тростник, рогоз) группа, 3) прикрепленные растения с плавающими листьями (например, кувшинка, кубышка), 4) погруженная растительность (например, рдест, роголистник).

В равнинных реках в идеале формируется полный поперечный профиль растительных зон: зона прибрежной растительности – зона надводных растений – зона растений с плавающими листьями – зона погруженных растений – зона растений с плавающими листьями – зона надводных растений – зона прибрежной растительности. Такое разделение водных растений по своеобразным экологическим группам, не претендуя на ранг классификации, с практической точки зрения достаточно удобно. Указанная последовательность растительных зон в реках в реальных условиях выдерживается далеко не всегда. Обычно существуют профили растительности, где весь поперечный разрез реки занимают ассоциации, свойственные указанным выше трем-четырем зонам (рис. 99). Очень часто одна зона макрофитов перекрывается другой; зональность водных макрофитов может и вовсе отсутствовать. Иногда более или менее стабильно прослеживаются только зона прибрежных растений и зона погруженных растений.

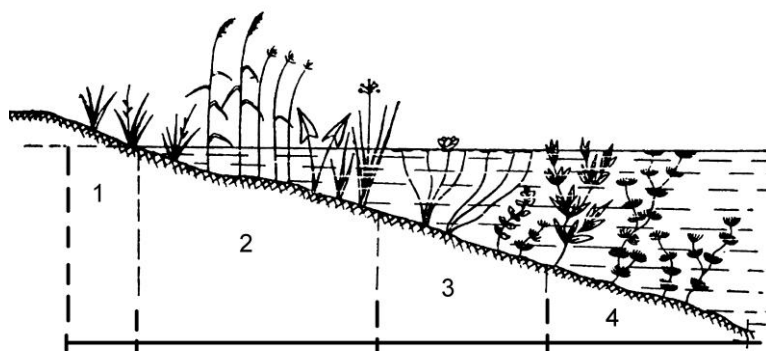


Рис. 99. Схема распределения растительных зон в реке.
1 – прибрежные растения; 2 – надводные растения; 3 – растения с плавающими листьями; 4 – погруженные растения.

Продолжительность вегетационного периода большинства макрофитов водоемов России составляет примерно 4 месяца [57г]. К сожалению, об особенностях фенологических фаз у водных растений известно мало; этот вопрос, как отмечает В.М. Катанская [238], еще требует детальной проработки. Обычно в сезонном развитии водных растений различают (как и для всех типов растительности) пять фенологических фаз (с подфазами): вегетативная, бутонизации, цветения, плодоношения, отмирания.

Период относительного зимнего покоя иногда выделяется в качестве шестой фазы. Фаза вегетации – появление ростков, отрастание побегов, развертывание листьев, облиствение. Молодые побеги и листья, тянущиеся в это время под водой вверх, имеют в большинстве случаев красноватую окраску. Фаза бутонизации – появление сформировавшихся, но очень маленьких бутонов. К началу фазы бутонизации многие погруженные водные растения уже поднимаются к поверхности воды. Фаза цветения – отмечается по раскрытию первых цветков; полное (массовое) цветение – раскрывается более половины цветков; конец цветения – раскрытыми остаются единичные цветки. Фаза плодоношения: начало плодоношения – опадает околоцветник, набухает завязь и завязываются плоды; созревание плодов – постепенно изменяется окраска плодов; обсеменение – часто выделяется в отдельную фазу. Фаза отмирания – начинают желтеть и буреть листья и стебли, появляются почки перезимовывания, растения опускаются (склоняются) вниз и ложатся на дно. Многие водные цветковые растения, как подводные, так и плавающие, отмирая сами, оставляют

на зиму особые зимующие почки, или турiony (они известны у рдестов, урути и др.). Некоторые из водных растений размножаются также обрывками побегов (например, уруть колосистая).

В общем случае растительное сообщество рек в ходе своего развития и жизнедеятельности меняет условия своего существования, подчиняясь естественным закономерностям. Основные факторы, определяющие развитие водной растительности можно объединить в следующие группы: 1) гидрологический режим реки; 2) термический режим; 3) естественный химический состав воды; 4) антропогенное воздействие. Состав, степень развития и особенности пространственного размещения макрофитов в реках в существенной мере определяются скоростью течения, мутностью воды, литологическими свойствами донных отложений и их гидродинамической устойчивостью. В большинстве случаев наиболее благоприятные условия для развития высшей водной растительности создаются в руслах со слабым течением, а также в затонинах, заводях, старицах. Обычно илистые отложения, богатые органическим веществом и достаточно устойчивые к размыванию, характеризуются обильным развитием макрофитов (можно также сказать, что места развития водной растительности характеризуются активным накоплением илистых отложений; в частности, заросли растений практически всегда сопровождаются интенсивным скоплением техногенных илов). Песчаные и глинистые, в различной степени заиленные отложения также достаточно благоприятны для поселения многих видов макрофитов [238]. На рыхлых органических илах распространены преимущественно растения с плавающими листьями. Некоторые макрофиты способны устойчиво существовать на песчаных грунтах и даже на крупнозернистых песках и гравийно-галечных отложениях. На развитие прибрежной растительности серьезное влияние оказывают сезонные колебания уровня (уреза) воды, а также характер берегов. Как правило, отмели и крутые берега существенно различаются составом и строением растительных сообществ. Тем не менее в равнинных реках, особенно в малых и средних, макрофиты способны развиваться и существовать практически в любых гидродинамических условиях, свойственных этим водотокам.

Заросли макрофитов играют важную роль в экологии водных объектов, активно перехватывают взвешенные вещества, поглощают органические и неорганические соединения, служат местом нереста и обитания рыб, других гидробионтов, водоплавающих птиц, пищей для многих из них [33, 46, 138, 177, 204, 425, 471, 651]. Макрофиты участвуют в круговороте веществ, в том числе в процессах обмена загрязняющих веществ между донными отложениями и водной толщей, часто являясь заметным поставщиком биогенных и других химических элементов и их соединений из отложений в воду [133, 346, 347, 472]. В степных и лесостепных районах макрофиты служат важным источником автохтонного органического вещества в реках, участвующего в формировании русловых и старичных отложений. Макрофиты – основной субстрат для развития речного перифитона, т. е. специфической экологической группировки гидробионтов, жизнедеятельность которых протекает на границе раздела жидкой и твердых фаз и в сообществах которых прикрепленные (в данном случае к макрофитам) формы являются эдифицирующими (средообразующими) [456, 457]. В пресноводных водоемах в состав перифитона входят различные водоросли, бактерии, олигохеты, личинки хирономид, нематоды, моллюски, встречаются губки, мшанки, грибы и другие организмы [178, 332, 534]. Важнейшим компонентом перифитонных биоценозов являются водоросли, или эпифитон (в литературе используются также термины «водорослевые обрастания», «эпифитные водоросли» и др.) [268, 269]. Особенно детально изучен перифитон озер и водохранилищ [178, 268, 269, 457, 458, 651], но в последние годы пристальное внимание стало уделяться и речному перифитону, в первую очередь, эпифитону [257–259, 332, 534, 832]. Эпифитон играет важную роль в формировании качества вод, а также в процессе первичного образования органического вещества, тем более что биомасса обрастаний возобновляется несколько раз за вегетационный период [269]. По различным оценкам, обобщенных в [269], озерный эпифитон может создавать от 4,6 до 70% общей продукции органического вещества в водоеме. Фотосинтез фитопланктона и прикрепленных водорослей играет решающую роль при самоочищении воды, поскольку служит мощным источником ее аэрации. Макрофиты оказывают большое влияние на изменение гидродинамических параметров потока, способствуя более интенсивной аккумуляции твердого материала, что особенно ярко проявляется при зарастании русел рек водной растительностью [42, 194, 627]. В результате зарастания русел уменьшаются скорости течения, появляются «мертвые

зоны», косоструйность потока, искажаются эпюры скоростей по глубине и ширине потока. В малых реках, характеризующихся небольшими морфометрическими параметрами и нормами стока, удельная доля водной растительности существенно возрастает, и сообщества макрофитов приобретают роль фактора, во многом определяющего направленность руслового процесса. В частности, шероховатость русла может возрастать в 3–4 раза, а эпюра скоростей трансформироваться таким образом, что только в верхних слоях потока существует заметное течение. В остальной части эпюры скорости близки к придонным скоростям.

Макрофиты традиционно применяются в гидробиологическом мониторинге состояния водных объектов. С этих позиций чаще всего учитывается их специфическая реакция на техногенное воздействие, что находит отражение в изменении видового состава и структуры растительных сообществ [33, 521, 947, 1013]. Интенсивность биоаккумуляции тяжелых металлов и других химических элементов макрофитами используется в качестве показателя степени загрязнения водных систем [62, 830, 840, 921, 1042]. В последние годы перифитон используется не только как индикатор трофического состояния водных экосистем, но и для оценки интенсивности техногенного воздействия на речные системы и установления качественного состава загрязнения [256, 873, 934, 939, 961, 971, 1028, 1079]. Хорошо известна роль макрофитов и населяющего их эпифитона в формировании качества вод, особенно в прудах, озерах и водохранилищах [89, 130, 251, 268, 269, 360, 361, 611]. Биоценозы, развивающиеся на основе макрофитов в прибрежной зоне водных объектов, существенно влияют на качество воды и служат естественным буфером на пути загрязненных вод, поступающих в водотоки. В речных и озерных экосистемах водоросли обрастаний имеют большее значение среди первичных продуцентов, чем планктонные и донные. Кроме того, чрезмерное развитие перифитона ухудшает качество воды, но в то же время их способность накапливать такие вещества, как пестициды, радионуклиды, тяжелые металлы и др., способствует ее очистке. Зарастающие макрофитами мелководные участки акватории нередко являются, особенно в техногенных условиях, источниками вторичного загрязнения воды органическими и биогенными соединениями [372]. Восстановление сообществ макрофитов в загрязненных водотоках и водоемах используется в водоохранных целях [164], в том числе для очистки вод от различных загрязняющих веществ [359, 921]. Практикуется удаление макрофитов из евтрофированных водных объектов для снижения

биогенной нагрузки на их экосистемы [610]. Наконец, макрофиты являются субстратом, на который осаждаются твердые частицы, что приводит к образованию эпифитовзвеси – своеобразной разновидности современных осадочных отложений и неотъемлемого компонента практически любой речной экосистемы.

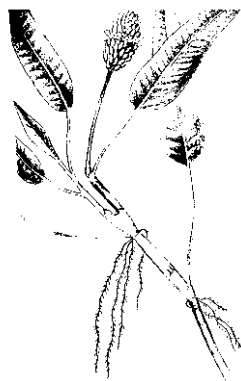


Рис. 100. Горец земноводный.

Для получения эпифитовзвеси на реках Инсар и Алатырь отбирался горец земноводный (*Polygonum amphibium* L.; водная экологическая форма – *f. aquaticus* Leyss), на р. Сура – рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.), на р. Нура – уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum* L.). Эти макрофиты постоянно представлены в различных условиях изученных рек и часто являются растениями-эдификаторами [46, 204, 238, 391, 425]. Горец земноводный (водяная гречиха, гречиха земноводная) – типичный представитель зоны растений с плавающими листьями (рис. 100), относится к роду растений семейства гречишных

(Polygonaceae Juss.). Крупный многолетник с длинным ветвистым ползучим корневищем. Стебель прямой, реже слабо ветвящийся, в верхней части плавающий, на мелких участках русла в узлах укореняется. Листья плавающие, гладкие, на длинных черешках, ланцетовидные, с выраженной центральной жилкой и многочисленными параллельно расположенными жилками второго порядка, зеленые, толстоватые, цельнокрайные, на конце тупые, у основания закругленные или слегка сердцевидные. Листья имеют восковый налет, предохраняющий их от смачивания водой, но способствующий прилипанию взвеси. Цветы мелкие, розовые, в плотных колосовидных соцветиях, возвышающихся над водой. Цветет с июня до осени. Растет на разных отложениях, обычно на глубинах в 1–2 м, иногда более. Образует заросли. Является пионером зарастания. При обмелении дает наземную форму с прямостоячим стеблем и шершавыми листьями (*f. terrestre* Leyss.). Горец

земноводный – растение кормовое, дубильное, лекарственное. Семена его – корм для водоплавающих птиц, листья охотно поедают ондатра, гуси, утки. Очень широко он был представлен в р. Инсар, часто доминировал и формировал обильные заросли, встречаясь на всем протяжении русла, в том числе и в р. Алатыре. В Инсаре, особенно на ближних к г. Саранску участках русла, многие экземпляры гореца были представлены «уродливой» формой, очень крупные, что, возможно, является реакцией растения на интенсивное техногенное загрязнение водотока.

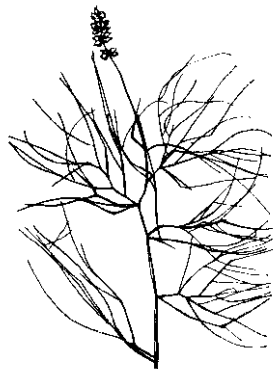


Рис. 101. Рдест гребенчатый.

Рдест гребенчатый особенно широко распространен в водотоках лесостепной зоны (рис. 101). Он растет как в пресных, так и в солоноватых водах, где многие водные растения вообще не могут расти. Принадлежит к роду растений семейства рдестовых порядка наядовых (Potamogetonaceae Dum.). Крупный многолетник с длинным, ползучим, ветвящимся корневищем, на котором осенью развиваются клубнеобразные утолщения. Стебель тонкий, прямой, кверху сильноветвистый. Ветви нитевидные, густо усажены листьями. Листья все подводные, темно-зеленые или коричневатые, нижние узколинейные, длинные, верхние короче, щетиновидные. Соцветие прерывистое, из нескольких малоцветковых мутовок, коричневатозеленое, на длинном тонком цветоносе, во время цветения (с июня по август) поднимается над водой. Растет на разных в литологическом отношении донных отложениях на глубинах до 5–6 м. Он является

важным компонентом пресноводной флоры; заросли рдеста гребчатого служат местом нереста многих видов рыб и убежища для молоди, а также кормом для ондатры, водяных крыс, водоплавающих птиц. Биомасса в рдестовых зарослях по сравнению с другими водными растительными сообществами самая высокая. С рдестом гребенчатым трофически связано 19 видов животных.

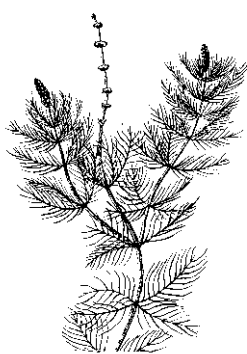


Рис. 102. Уруть колосистая.

Уруть колосистая (уруть колосовая) принадлежит к роду растений семейства сланягодниковых (Haloragaceae R. Br.). Крупный многолетник с ползучим корневищем и тонкими многочисленными корешками. Стебли прямые, округлые, ветвистые, беловатые или светло-зеленые, кверху густо облиственные (рис. 102). Листья перисто-раздельные, с нитевидными долями, расположены на стебле в мутовках по четыре; способствуют активному сорбированию урутью речной взвеси. Цветы мелкие, прицветники не превышают цветов, соцветия прерывистые, во время цветения (июнь–сентябрь) поднимаются над водой. Типичные глубины произрастания урути (на песчаных и илистых отложениях) в малых и средних реках составляют 0,5–1 м и глубже (даже до 2 м). Заросли урути колосистой служат местом нереста многих рыб, развития беспозвоночных, привлекающих сюда различных водоплавающих птиц, для которых, в свою очередь, уруть является пищей. В общем случае урутью питаются

53 вида животных. Рдест гребенчатый и уруть колосистая распространены в зоне погруженных растений, где многие макрофиты образуют водные заросли, формируя своеобразные подводные луга. Здесь рыба откладывает икру; здесь же осуществляется нагул молоди и взрослых рыб, питающихся мелкими беспозвоночными и водорослями, живущими в зарослях водной растительности и привлекающими сюда водоплавающих птиц.

Отбор проб эпифитовзвеси осуществлялся в летнюю межень. Для получения эпифитовзвеси аккуратно срезанные под поверхность воды экземпляры растений (без корней) помещались в полиэтиленовые пакеты, доставлялись в полевую лабораторию, где на лабораторном столе (с пластиковым покрытием) от них отделялись свежие листья (или стебли с листьями), которые высушивались на воздухе (в тени). Затем их размещали на кальке и механическим воздействием (часто было достаточно простого встряхивания) отделяли находящийся на них твердый материал (эпифитовзвесь); макроскопические (видимые глазом) частицы эпифитона, присутствующие в эпифитовзвеси, удаляли пластиковым пинцетом. (Микроскопический эпифитон рассматривается как неотъемлемая часть эпифитовзвеси. Это своего рода планктон, всегда входящий в состав речной

взвеси.) Полученный материал досушивали на воздухе, растирали в агатовой ступке (здесь и далее кроме навесок, предназначенных для определения в них ртути) и помещали в пакеты из кальки. После отделения эпифитоввзвеси образцы макрофитов очищались от эпифитона, промывались чистой водой, высушивались на воздухе, затем измельчались; из растертой в агатовой ступке пробы отбирали в пакет из кальки навеску для последующего анализа.

Для изучения форм нахождения металлов в эпифитоввзвеси применялась методика последовательной селективной обработки образцов серией вытяжек: сперва раствором ацетата натрия, забуференного уксусной кислотой до pH=4,2; затем остатки образца обрабатывались 30%-ной H₂O₂ и промывались кислым ацетатным раствором [507]. Предполагается, что в первом случае в раствор переходят в основном карбонатные и сульфатные соединения и обменно-сорбированные формы металлов (так называемые «легкоподвижные формы»); во втором – преимущественно металлы, связанные с органическим веществом отложений («органоминеральные формы»). В остатке присутствуют металлы, связанные с гидроксидами железа, марганца, алюминия, с решетками глинистых и обломочных минералов, сульфидами («прочие формы»). Следует отметить, что как органоминеральные формы металлов, так и металлы, связанные со «свежими» гидроксидами железа и марганца, обладают потенциальной подвижностью в типичных условиях водной среды. Для определения валового содержания и изучения форм нахождения ртути в эпифитоввзвеси и илах р. Нуры использовался метод, основанный на непрерывном линейно-ступенчатом температурном сканировании образца с детектированием образовавшейся атомарной ртути на анализаторе ИМ-ГРЭ-900 [102]. В основу анализатора положен дифференциальный атомно-абсорбционный способ измерения концентраций металла с применением модифицированной схемы эффекта Зеемана.

Общий уровень техногенного загрязнения и качественная характеристика его эколого-гигиенической опасности (с позиций содержаний токсичных химических элементов в растворе речных вод) дается на основе значений суммарного показателя загрязнения в соответствие со шкалой, приведенной в табл. 303.

Таблица 303. Шкала оценки состояния рек по значениям суммарного показателя загрязнения в эпифитоввзвеси [706, 707]

Z _c	Уровень техногенного загрязнения	Содержания токсичных химических элементов в растворе речных вод
< 20	Слабый	Большинство в пределах фоновых уровней
20–60	Средний	Многие повышены относительно фоновых уровней; некоторые эпизодически достигают ПДК
60–200	Высокий	Многие заметно выше фоновых уровней; некоторые превышают ПДК
200–600	Очень высокий	Многие во много раз выше фоновых уровней; некоторые стабильно превышают ПДК
> 600	Чрезвычайно высокий	Большинство во много раз выше фоновых уровней; многие стабильно превышают ПДК

Сопряженный анализ значений суммарного показателя и состава геохимических ассоциаций позволяет выделить в реке участки, характеризующиеся определенным уровнем и своеобразным составом техногенного загрязнения. Для оценки миграционной способности и потенциальной эколого-токсикологической опасности химических элементов используют данные по балансу их форм нахождения в эпифитоввзвеси с выделением доли химических элементов, присутствующих в геохимически активных формах (группы легкоподвижных и органоминеральных соединений), способных относительно быстро включаться в пищевые цепи, существующие в реках.

7.2. Особенности образования и общий химический состав эпифитоввзвеси

Образование эпифитоввзвеси происходит в существенной мере за счет гидравлического осаждения переносимых водным потоком твердых частиц (взвеси), их прилипания и адсорбции на поверхности макрофитов. Собственно гидравлическое осаждение взвеси во многом обусловлено

хорошо известным явлением – резким снижением скорости течения в растительном слое по сравнению со скоростью потока над растительностью (рис. 103). Это вызвано тем, что в пределах растительного слоя на водный поток оказывают влияние сопротивление растительности и трение по дну. Активному осаждению взвеси, ее прилипанию и адсорбции способствует также общее строение водных растений и своеобразная форма и свойства их листьев. Так, листья и стебли многих макрофитов имеют сильно развитую губчатую ткань, обладающую высокими сорбционными свойствами. Например, существенную часть объема роголистника составляют воздухоносные полости и большие межклетники, что и позволяет ему находиться во взвешенном состоянии в воде. Все погруженные растения за счет длинных стеблей и листьев, часто расчлененных на мелкие нитевидные дольки, занимают («захватывают») значительно больший объем водного пространства, нежели их общая масса. Важную роль в закреплении взвеси на стеблях и особенно на листьях играют различные растительные выделения (экзометаболиты), образование слизистой пленки и т. п.

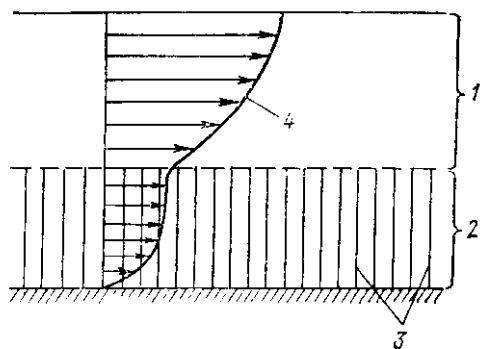


Рис. 103. Схема течения в заросшем русле (по [54]).
1 – течение потока над растительностью, 2 – течение потока в растительном слое, 3 – растительность, 4 – эпюры скоростей.

Отмеченные явления описаны для растений суши, активно аккумулирующих аэрозоли и тонкую пыль на поверхности листьев [216, 972]. Формирование слизистых и студенистых образований на поверхности наружных оболочек характерно и для высших водных растений [205]. В этом процессе существенную роль играет развивающийся на поверхности макрофитов перифитон, при участии которого образуются слизистая пленка из микроорганизмов, разнообразные обрастания, налеты и наросты бактерий, а также пряди и космы бактерий и грибов. На подобные образования, включая листья и стебли растений, даже в условиях относительно быстрого течения всегда активно осаждается речная взвесь, формируя своеобразные хлопьеобразные скопления, обогащенные коллоидальным материалом и отличающиеся различной степенью связывания взвешенных веществ с субстратом. В нативных условиях даже сла-

бое механическое воздействие на макрофиты приводило к выделению существенных количеств взвеси («мути»), связанной с растениями, в воду. Со временем связь твердого материала с поверхностью растений заметно возрастает и в силу выше названных причин происходит относительно прочное его закрепление. В свою очередь, на слизистые пленки, обрастания и хлопьеобразные скопления речной мути оседают личинки и взрослые формы различных беспозвоночных, а также одноклеточные водоросли, существенно увеличивая тем самым биосорбционные свойства растительных зарослей. Обычно в составе эпифитона в местах с замедленным течением преобладают типичные планктонные формы (из-за их механического осаждения). С ростом скорости течения воды доминирующее положение занимают прикрепленные одноклеточные водоросли [269]. Повышенная мутность воды оказывает угнетающее действие на развитие водорослевых обрастаний. Вблизи мест сброса городских сточных вод на макрофитах практически всегда визуально наблюдалось заметно меньшее количество представителей перифитона, нежели в пределах участков этой же реки, значительно удаленных от города или расположенных в фоновых условиях.

Следует отметить, что автор [15] отождествляет – по только ему известной причине – понятие «эпифитовзвесь» с понятием «перифитон», с чем нельзя согласиться. Перифитон, как хорошо известно, представляет собой специфическую экологическую группу сообществ гидробионтов, жизнедеятельность которых протекает на разделе жидкой (воды) и твердой (субстрат различного характера) фаз. Основу перифитона в реках составляют бактериальная пленка, прикрепленные растения (водоросли-эпифиты) и некоторые животные (усоногие ракообразные, моллюски и пр.). Среди обрастаний обитают подвижные животные (главным образом черви и ракообразные). Именно поэтому различают подлинный перифитон, т. е. неподвижные, прикрепленные к субстрату организмы, и псевдоперифитон – организмы, которые являются свободноживущими среди под-

линного перифитона [873, 1070]. Таким образом, если перифитон – это биологическое (эколого-биологическое) понятие, то эпифитовзвесь является, если можно так сказать, понятием «средовым», «фазовым». В состав эпифитовзвеси входят не только бактериальная пленка, водоросли-эпифиты и животные, но и органоминеральные частицы речной взвеси, детрита, дисперсного карбоната кальция и т. п. Можно сказать, что эпифитовзвесь – это своеобразный биотоп перифитонного сообщества, аналогом которого могут быть донные отложения, являющиеся средой обитания бентосных сообществ.

В условиях техногенеза решающее значение в формировании эпифитовзвеси принадлежит техногенному осадочному материалу. На погруженных макрофитах нередко в значительных количествах накапливается дисперсный карбонат кальция, что позволяет говорить о так называемом известковом перифитоне [873]. Так, изучение химического состава эпифитовзвеси, формирующейся в р. Нура в зоне интенсивного техногенного загрязнения, показало, что содержание кальция в ее составе достигает 22,6%, кремнезема – 8,6% (в техногенных речных илах соответственно 1,8% и 21,5%). Эпифитовзвесь отличается от фонового аллювия и техногенных илов своеобразным химическим составом, что особенно ярко проявляется в высоких содержаниях карбонатов и в резко пониженном уровне кремнезема (табл. 304). Наличие в эпифитовзвеси значительных количеств карбонатов кальция (карбонатных новообразований) априори обуславливает формирование карбонатных соединений некоторых тяжелых металлов, способных к преобразованию в условиях окружающей среды и относительно доступных для живых организмов.

Таблица 304. Химический состав эпифитовзвеси, техногенных илов и фонового аллювия, р. Нура, Центральный Казахстан, %

Компонент	Эпифитовзвесь ниже сброса стоков	Техногенные илы ниже сброса стоков	Фоновый аллювий, верховья реки
SiO ₂	13,44	53,12	74,90
TiO ₂	0,32	0,83	0,24
Al ₂ O ₃	2,65	18,96	11,66
Fe ₂ O ₃	1,11	3,98	1,28
MnO	0,82	0,06	0,06
CaO	34,90	4,48	1,35
MgO	0,35	0,81	0,62
Na ₂ O	0,41	0,87	2,94
K ₂ O	1,01	2,12	3,36
P ₂ O ₅	0,56	0,24	0,07
H ₂ O ⁻	2,58	1,23	0,26
H ₂ O ⁺	4,81	2,60	-
SO ₃	0,95	0,78	< 0,1
CO ₂	26,30	1,34	0,13
Потери при прокаливании	9,72	9,91	1,73

7.3. Техногенные геохимические аномалии в эпифитовзвеси

В реках Инсар и Алатырь, особенно в ближней зоне влияния г. Саранска, техногенные илы и эпифитовзвесь отличаются накоплением широкой группы химических элементов, содержания которых в большинстве случаев значительно превышают фоновые уровни [680, 690, 706, 730] (табл. 305). Можно считать, что с точки зрения качественного (элементного) состава в изученных реках прослеживается единая геохимическая аномалия. Это закономерно, поскольку качественный состав геохимических ассоциаций, установленных для эпифитовзвеси и техногенных илов, в сущности отражает воздействие одних и тех же источников техногенного загрязнения. На это, в частности, указывает облик геохимических ассоциаций осадков городских сточных вод и взвеси сточных вод, сбрасываемых в р. Инсар с общегородских очистных сооружений – основного поставщика поллютантов в речную сеть. Таким образом, качественный состав техногенных геохимических аномалий (т. е., по сути, техногенного загрязнения) достаточно надежно выявляется при изучении как техногенных илов, так и эпифитовзвеси.

Таблица 305. Геохимические ассоциации в эпифитовзвеси и техногенных илах рек Инсар и Алатырь в зоне влияния г. Саранска [706]

Уча- сток	Ком- понент	Интервалы значений K_C химических элементов					Z_c
		> 100	100–30	30–10	10–3	3–1,5	
I	1	Cd-Hg-Mo	Zn	Sn-Cu-W	Ag-Ni-Pb-Cr-Sr	V-Ga	780
	2	Hg	Cd-Mo	Pb	Ni-Zn-W-Ag-Sn-Sr	Cu-Ni-As-F-V-Ga	645
II	1	–	Cd-Hg-Sn	Cu-Mo	W-Ag-Zn-Ni	Cr-Pb-V-Ga	175
	2	Hg	–	Cd-Mo	Ni-Pb-W-Zn-Sn	Ag-Cu-Cr-F-V-Ga-Bi	245
III	1	–	–	Cd-Sn	Cu-Zn-Mo-Ag	Hg-Cr-Ni-Pb-W-Ga-V-Bi	48
	2	–	Mo	Sn-Cd-Ag-Zn	Ni-W-Cu-Cr	Pb-F-Hg-As-V-Ga-Bi	176
IV	1	–	–	–	Cd-Mo-Sn-Cu	Pb-Zn-Cr-Ag-Ni-W-Cd-Hg	25
	2	–	Sn-Cd-	Zn-Mo	Pb-W-Ni-Ag-Hg	Cu-Cr-F-V-Bi	125
V	1	–	–	–	Mo	Zn-Pb-Ni-Ag-Sn-Cu-V-Hg	15
	2	–	–	–	Hg-Mo-Zn-Mn	Ni-Co-Sn-Ag-Cd-W-Cr-Cu	28
OCB [681]		Cd-Sn-Ag	Zn-Mo-Hg-W-Cu	Cr-Bi-Pb-Ni	As-F-Yb	B-Sr-Be	890
BCB [703]		Cd-Mo-Sn	Ag-Zn-Hg-Bi	Cu-W	Ni-Cr-P-Pb-Sb	As-Sr-Be-F	1020

Примечание. Участки опробования: I – р. Инсар, 0,005 км ниже устья ручья Никитинского; II – р. Инсар, 0,5 км ниже ручья Никитинского; III – р. Инсар, 50 км ниже устья ручья Никитинского; IV – устье Инсара; V – р. Алатырь, 160 км ниже ручья Никитинского; компонент: 1 – техногенные илы (слой 0–60 см), 2 – эпифитовзвесь; OCB – осадки городских сточных вод, образующиеся на общегородских очистных сооружениях; BCB – взвесь сточных вод, поступающих в р. Инсар с указанных очистных сооружений.

В то же время, изучение химического состава эпифитовзвеси позволяет более точно установить качественный состав техногенного загрязнения. Например, фтор, являясь аниогенным элементом и обладая достаточно высоким кларком, редко образует в условиях техногенеза интенсивные аномалии в донных отложениях рек. Обычно в аномальных количествах он мигрирует в растворенной форме. Например, в р. Инсар поступают ливневые стоки электротехнического завода, отличающиеся высокими концентрациями растворенного фтора (его содержания в воде р. Пензятки, принимающей этот сток и впадающей в р. Инсар ниже г. Саранска, достигали 19–20 мг/л при фоновом уровне в 0,3–0,4 мг/л). Однако в донных отложениях его аномалии не проявились. А поскольку определенное количество этого элемента, безусловно, сорбировалось взвесью, в свою очередь осаждающейся на макрофитах, то это и нашло отражение в его повышенных концентрациях в эпифитовзвеси. Аналогичная тенденция наблюдается и для мышьяка. Одновременно эпифитовзвесь отличается и более высокими концентрациями химических элементов, входящих в состав выявленных ассоциаций, т. е. геохимические аномалии проявляются в ней интенсивнее, нежели в техногенных илах, что находит отражение в значениях суммарного показателя загрязнения. К тому же, если русловые отложения, как правило, отражают многолетнее воздействие техногенеза на водоток, то повышенные содержания химических элементов в эпифитовзвеси фиксируют современный (сезонный) уровень загрязнения. В силу биологических особенностей развития макрофитов в эпифитовзвеси присутствуют поллютанты, мигрирующие в реке в течение короткого отрезка времени (в данном случае, от начала вегетации до момента отбора проб), что имеет и методическое, и практическое значение. В этом плане показательны данные, относящиеся к участку III р. Инсар, который отличается быстрым течением и геоморфологическими условиями, в общем случае мало благоприятными для аккумуляции материала в речном русле. Химический состав формирующихся здесь главным образом песчанистых отложений не совсем адекватно отражает уровень современного загрязнения реки, поскольку обедненные илистым материалом русловые отложения характеризуются менее значительным накоплением химических элементов. Эпифитовзвесь отличается более высокими концентрациями тяжелых металлов, что свидетельствует об их

активной миграции в русле реки в период исследований. Аналогичная ситуация наблюдается и в устье Инсара, где широко развиты опесчаненные разновидности техногенных илов. Здесь техногенные аномалии также ярче проявились в эпифитовзвеси. В р. Алатырь интенсивность накопления химических элементов в эпифитовзвеси также заметно выше, чем в донных отложениях. Все это указывает на активную миграцию химических элементов в руслах рек и на высокий современный уровень загрязнения водотоков.

Установлено, что даже в реке большего порядка (в данном случае, в р. Суры) на очень значительном (150–160 км) удалении от основного источника загрязнения (в данном случае, г. Пенза) эпифитовзвесь достаточно информативно отражает комплекс химических элементов, накапливающихся в донных отложениях реки вблизи источника (табл. 306). Характерно проявление слабых аномалий скандия в донных отложениях р. Суры и их отсутствие в эпифитовзвеси, что может указывать на возможное техногенное поступление этого элемента со сточными водами в прошлые годы. Не исключено также, что данный факт отражает специфическую особенность поведения скандия – присутствие его в составе крупнообломочных фракций речных отложений и относительно слабый переход во взвешенное состояние.

Таблица 306. Геохимические ассоциации в эпифитовзвеси и отложениях р. Суры [706]

Участок, отложения	Интервалы значений K_C химических элементов				Z_C
	> 10	10–5	5–3	3–1,5	
Б. Березняки, эпифитовзвесь	Pb	Sn	Zn-Mo-Cu	Ni-Ag-Cr-V-Co-Ga	39
Б. Березняки, техногенный ил	–	Pb	Sn-Zn-Sc-Ga	V-Ni-Ag-Cr-Cu-Mo-Co-Y	24
Ниже Пензы, песок илистый	Sn-Pb	Zn-Cr-Ag-Cu	Ni-Mo-V-Ga-Sc	P-Mn-Sr	60

Очень показательно сопоставление распределения и интенсивности концентрирования тяжелых металлов в различных компонентах рек Инсар и Алатырь (табл. 307). Оно свидетельствует о том, что наиболее резко техногенные геохимические аномалии проявились в зоне максимального загрязнения – в устьевой части ручья Никитинского, принимающего сток центральной промзоны г. Саранска (участок 1).

Таблица 307. Молибден, кадмий и свинец в различных компонентах водной среды [706]

Место	K_C химических элементов														
	Эпифитовзвесь			Макрофиты			Техногенные илы (слой 0–60 см)			Вода					
										Раствор			Взвесь		
	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb
1	31	77	11	4	60	3	130	308	8	40	8	3	450	255	3,1
2	17	25	8	2	20	2	15	74	2,9	25	3	2,3	10	15	2
3	50	23	1,9	5	11	1,5	7	29	2,5	15	3	2,1	5	5	1,5
4	11	38	5	1,5	8	1,1	5	8	2	10	2	2	4	2	1,2
5	4,5	2,9	1,4	1,5	1,5	1,4	3,3	1,1	2,1	5	1	1	1,5	1	1

Примечание. М – участки опробования: 1 – р. Инсар, 0,005 км ниже устья руч. Никитинского; 2 – р. Инсар, 0,5 км ниже руч. Никитинского; 3 – р. Инсар, 50 км ниже руч. Никитинского; 4 – устье Инсара; 5 – р. Алатырь, 160 км ниже руч. Никитинского.

В р. Инсар, непосредственно ниже устья ручья Никитинского, в результате процессов разбавления сточных вод речными и разубоживания техногенного материала природным концентратом металлов в воде, взвеси и донных отложениях заметно снижаются. Аналогичное явление наблюдается и для макрофитов, в которых уменьшаются уровни содержания практически всех элементов (исключение составляет кадмий, видимо, активно поглощаемый водными растениями). В ходе миграции химических элементов вниз по реке происходит дальнейшее закономерное снижение интенсивности их концентрирования в изученных компонентах водной среды. Однако во всех случаях и на всех участках рек Инсар и Алатырь техногенные аномалии химических элементов, как правило, наиболее интенсивно проявлены именно в эпифитовзвеси. Даже в динамичных условиях зоны смешения сточных и речных вод (например, ниже ручья Никитинского) они фиксируются в этом компоненте речной среды достаточно надежно. Приводимые факты, с одной

стороны, свидетельствуют об активной миграции техногенного материала в системе Инсар-Алатырь; с другой – о высокой информативности эпифитоввзвеси как индикатора техногенного воздействия, позволяющего выявить указанный процесс и установить дальность миграции поллютантов.

Особенности распределения в эпифитоввзвеси значений суммарного показателя загрязнения Z_c указывают на то, что изученные отрезки рек Инсара и Алатыря характеризуются существенным современным (сезонным) техногенным загрязнением и в сущности представляют собой единую зону загрязнения, в структуре которой, тем не менее, выделяются несколько участков, отличающихся степенью потенциальной экологической опасности наблюдаемого загрязнения. Так, ближний к г. Саранску русловой участок характеризуется чрезвычайно высоким уровнем техногенного загрязнения речной системы, затем следуют участки с очень высоким уровнем загрязнения, в самом конце прослеженной зоны формируется участок русла со средним уровнем загрязнения.

Таким образом, изучение химического состава эпифитоввзвеси позволяет определить современный (сезонный) уровень техногенного загрязнения, установить интенсивность, дальность и направленность миграции химических элементов в реке. Естественно, что источниками поступления химических элементов в водную массу могут быть не только сточные воды и загрязненный поверхностный сток с освоенных территорий, но и техногенные илы (взмучивание, диффузия и т. д.). Однако в данном случае это не столь принципиально, поскольку важны, прежде всего, факты загрязнения водной массы и активной миграции поллютантов в водотоках.

7.4. Формы нахождения тяжелых металлов в эпифитоввзвеси

В условиях техногенного загрязнения многие химические элементы поступают в реки и мигрируют в них не только в растворенном состоянии, но и в составе взвешенных веществ. Как было показано выше, для многих из них взвешенная форма миграции является существенной и даже доминирующей. Это в существенной мере и определяет химический состав речной эпифитоввзвеси и интенсивность концентрирования в ней элементов, уровни содержания которых существенно превышают фоновые концентрации. В связи с этим обычно возникают две главные задачи изучения поступления и последующего поведения химических элементов в речных водах. Во-первых, установление уровней содержания и особенностей пространственно-временного распределения их взвешенных форм в водном потоке; во-вторых, выявление характера закрепления и форм нахождения химических элементов в составе речной взвеси. В последнем случае, как правило, изучение возможно осуществить только при получении значительных количеств взвешенного материала, что практически всегда и на всех реках сопряжено с существенными организационно-техническими трудностями, поскольку требует отбора проб воды объемом до 40–60 л и последующего выделения из них взвешенного материала [510].

С рассматриваемых позиций эпифитоввзесь (как речная взвесь, осажденная на макрофитах) представляет собой чрезвычайно удобный для подобного исследования материал, поскольку практически всегда можно получить необходимые для любого анализа (химического, минералогического, гранулометрического и т. д.) её количества, в том числе и для изучения форм нахождения широкого круга химических элементов с использованием фазового и других анализов. Это, в свою очередь, дает возможность выявить основные тенденции преобразования форм нахождения химических элементов в ходе миграционных процессов. Изучение форм нахождения тяжелых металлов в эпифитоввзвеси имеет значение и в связи с тем, что она, временно выводя многие химические элементы из миграционного потока, играет определенную роль в процессах трансформации их соединений и служит источником поступления различных веществ в гидробионты, в воду, в донные отложения.

Установлено, что в условиях местного фона (участок реки выше г. Саранска) 50% кадмия присутствует в эпифитоввзвеси в виде «прочих форм» и 40% в виде легкоподвижных (судя по всему, преимущественно сорбционно-карбонатных и, отчасти, обменных) форм (табл. 308). Формирование сорбционно-карбонатных и обменных форм в речной взвеси типично для этого металла

[376, 508, 510]. В зоне максимального загрязнения (табл. 308, участок II) значительное возрастание валовых содержаний кадмия происходит за счет увеличения количества его легкоподвижных и органоминеральных соединений; относительная доля прочих форм невелика. Подобная аналитическая структура выделяемых групп форм металла неплохо соотносится с их балансом в техногенных илах устьевой зоны руч. Никитинского, что указывает на преобладание на данном участке «первичных форм» (т. е. характерных для поступающей в составе стоков взвеси). В ходе дальнейшей миграции количественные соотношения различных форм нахождения кадмия меняются (табл. 308, участок III). Это в существенной степени связано с поступлением сточных вод с городских очистных сооружений, что, в частности, подтверждается практически идентичными структурами баланса форм этого металла в эпифитовзвеси и ОСВ. По мере удаления от города наблюдается направленная трансформация баланса форм нахождения, что проявляется в значительном увеличении доли прочих форм (включая, видимо, «связывание» кадмия гидроксидами Fe и Mn) и заметном возрастании органоминеральных соединений этого элемента. Эти изменения закономерны и обусловлены не только преобразованием форм нахождения кадмия в ходе транспорта взвешенного материала водным потоком, но и непосредственно в эпифитовзвеси. Можно утверждать, что в общем случае прослеживается тенденция достижения такого соотношения выделяемых групп форм кадмия, которое типично для естественных условий данного водотока. Поскольку на всех изученных участках реки в илах и эпифитовзвеси наблюдается практически идентичный баланс различных соединений (вернее, их групп) кадмия, то можно также сделать вывод, что в течение длительного периода времени его техногенная поставка в р. Инсар осуществляется при относительно устойчивом соотношении (балансе) выделяемых групп форм.

Таблица 308. Содержание и относительная доля извлечения кадмия ацетатно-буферной смесью (А) и перекисью водорода (Б) из эпифитовзвеси, техногенных илов и осадков городских сточных вод [706]

Участок	Вал, мг/кг	А		Б		Остаток	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
I	2,0	0,8	40	0,2	10	1,0	50
II	32	21,5	67,2	9,4	29,3	1,1	3,5
III	12	6,0	50	2,5	20,8	3,5	29,2
IV	12	2,0	16,7	3,7	30,8	6,3	52,5
Илы	42	27	64,3	12	28,6	3	7,1
ОСВ [82]	37,2	19,6	52,7	6,8	18,1	10,8	29,2

Примечание. Здесь и в табл. 309, 310: мг/кг – абсолютная концентрация; % – доля от валового содержания; участки отбора проб: I – р. Инсар, выше г. Саранска, II – р. Инсар, 0,5 км ниже руч. Никитинского, III – р. Инсар, 25 км ниже ручья, IV – р. Инсар, 60 км ниже ручья; илы – устьевая часть руч. Никитинского; ОСВ – осадки сточных вод, городские очистные сооружения.

Совершенно иначе ведет себя медь (табл. 309), для которой основные изменения в соотношении выделяемых групп форм нахождения в зоне максимального загрязнения (участок II) связаны главным образом с заметным увеличением доли «прочих форм». Однако, если в условиях местного фона явно преобладает медь, входящая в состав твердых кристаллических частиц («силикатная форма»), то в зонах техногенного загрязнения уже велико значение ее соединений, связанных с железомарганцевыми оксидами [376, 510]. По мере удаления от города наблюдается увеличение относительного содержания форм меди, извлекаемых перекисью водорода, что является следствием формирования ее органоминеральных соединений. Это явление типично для данного химического элемента. Не исключено, что образование таких форм меди происходит непосредственно и в эпифитовзвеси. В конце прослеженного участка реки медь в эпифитовзвеси практически полностью присутствует в виде «прочих форм», что, с одной стороны, объясняется повышенным поступлением меди в таких формах с общегородских очистных сооружений (наблюдается их высокая доля в ОСВ), с другой стороны, может являться следствием дальней миграции тонкой взвеси (особенно коллоидных гидроксидов железа и марганца) и ее последующего осаждения на макрофитах в ходе формирования эпифитовзвеси. Принципиальным является тот факт, что в устьевой части ручья Никитинского аналитические структуры выделяемых групп форм в эпифитовзве-

си и в техногенных илах различны. Это, с одной стороны, может указывать на то, что техногенная поставка меди со сбрасываемыми по ручью сточными водами и поверхностным стоком в прошлые годы осуществлялась при ином балансе ее основных форм нахождения. С другой стороны, этот же факт свидетельствует об активно происходящих процессах трансформации, преобразования ее форм нахождения в илах, что, например, может быть связано с формированием в них органоминеральных соединений этого металла.

Таблица 309. Содержание и относительная доля извлечения меди ацетатно-буферной смесью (А) и перекисью водорода (Б) из эпифитовзвеси, техногенных илов и осадков городских сточных вод [706]

Участок	Вал, мг/кг	А		Б		Остаток	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
I	61	0,5	0,8	17	27,9	43,5	71,3
II	1100	0,5	0,04	16	1,46	1083,5	98,5
III	360	0,5	0,14	170	47,26	189,5	52,6
IV	370	0,5	0,14	1	0,28	368,5	99,6
Илы	990	90	9,1	510	51,5	390	39,4
ОСВ [82]	866	28,2	3,3	193	22,3	644,8	74,4

Своеобразно поведение кобальта, валовые концентрации которого в пределах и ниже города (участки II и III) практически такие же, как и на предыдущем участке I (табл. 310). Однако в условиях загрязнения происходит существенное изменение баланса выделяемых его групп форм. Так, в зоне максимального загрязнения возрастает относительное количество «прочих» и, в меньшей степени, легкоподвижных форм Со. Аналогичная аналитическая структура форм нахождения характерна и для техногенных илов устьевой зоны руч. Никитинского. Вниз по течению происходит еще большее увеличение относительного (в общем балансе) содержания легкоподвижных форм, а также рост доли органоминеральных соединений. В конце прослеженного отрезка реки (при снижении валового содержания кобальта) опять наблюдается увеличение доли его «прочих форм», что, безусловно, связано с процессами разубоживания техногенного материала природным материалом. Поставка кобальта со сточными водами с городских очистных сооружений, видимо, не имеет принципиального значения для его распределения в реке.

Таблица 310. Содержание и относительная доля извлечения кобальта ацетатно-буферной смесью (А) и перекисью водорода (Б) из эпифитовзвеси, техногенных илов и осадков городских сточных вод [706]

Участок	Вал, мг/кг	А		Б		Остаток	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
I	30	3,9	12,7	17	56,7	9,2	30,6
II	35	6,3	18	3,1	8,8	25,6	73,2
III	30	10	33,3	12	40	8	26,7
IV	15	1,2	8	3,4	22,7	10,4	69,3
Илы	20	4	20	1,5	7,5	14,5	72,5
ОСВ [82]	8,4	1,11	13,2	1,3	15,5	5,99	71,3

Таким образом, эпифитовзвесь может эффективно использоваться для изучения форм нахождения тяжелых металлов, мигрирующих в реке в составе взвешенного вещества, а также для выявления основных тенденций их преобразования в ходе переноса взвеси речным потоком. Присутствие в эпифитовзвеси существенных количеств легкоподвижных (сорбционных, карбонатных, обменных) форм тяжелых металлов определяет их высокую потенциальную усвояемость водными растениями и другими гидробионтами, а также вероятность их интенсивной десорбции в водную массу, особенно при изменении окружающих условий (например, при заметных колебаниях минерализации речной воды, снижении значений pH, уменьшении мутности речной воды вниз по течению, а также в результате разнообразных биогеохимических процессов, свойственных речным условиям).

7.5. Особенности распределения ртути в эпифитовзвеси

Эпифитовзвесь оказалась очень эффективным индикатором техногенного загрязнения рек ртутью, что во многом обусловлено известным свойством этого металла активно связываться с взвешенными в природных водах твердыми частицами, т. е. с речной взвесью, что особенно характерно для зон воздействия техногенных источников загрязнения. Согласно сведениям Дж. Мура и С. Рамамурти [376], коэффициент распределения ртути между взвесью и водным раствором составляет $1,34\text{--}1,88 \times 10^5$. Таким образом, с взвешенными частицами (размером $<20\text{--}0,45$ мкм) связано примерно в 10^5 больше ртути, чем с растворенными, независимо от природы взвешенного в воде материала. Авторы цитируемой работы справедливо полагают, что сорбция взвешенными частицами и их последующая седиментация играют важную роль в удалении ртути из водных масс. Изучение особенностей концентрирования ртути в различных компонентах рек Инсар и Алатырь показало, что эпифитовзвесь отличается наиболее резким и устойчивым проявлением техногенных геохимических аномалий этого металла на протяжении почти 160 км ниже Саранска (табл. 311) [692, 706, 710]. Геохимические аномалии ртути в других изученных компонентах речной среды наблюдаются главным образом только лишь в непосредственной близости от города (места сброса сточных вод). Таким образом, если бы в данном случае было изучено распределение ртути, например, только в водной массе и в макрофитах, то можно было бы констатировать относительно невысокий уровень ртутного загрязнения рек и незначительную протяженность зоны загрязнения. Более информативны данные по распределению ртути в техногенных илах, но они, как мы знаем, отражают многолетнее воздействие техногенных источников на речные системы. Высокие содержания ртути в эпифитовзвеси однозначно свидетельствуют о существенном уровне ртутного загрязнения и об активной миграции этого элемента в речном русле непосредственно в период исследования (летнюю межень).

Таблица 311. Ртуть в различных компонентах рек Инсар и Алатырь [706]

Уча- сток	Эпифитовзвесь		Макрофиты		Техногенные илы		Вода			
	мг/кг	K_C	мг/кг	K_C	мг/кг	K_C	Взвесь		Раствор	
							мкг/л	K_C	мкг/л	K_C
I	15	500	0,3	6	4,8	240	0,41	5	0,10	2
II	5	170	0,2	4	0,9	45	0,25	3	0,06	1,2
III	1	33	0,1	2	0,05	2,5	0,08	1	0,05	1
IV	0,15	5	0,05	1	0,03	1,5	0,08	1	0,05	1
V	0,03	1	0,05	1	0,02	1	0,08	1	0,05	1

Примечание. Участки: I – устье ручья Никитинского, дренирующего промышленную зону, II – р. Инсар, 1 км ниже ручья Никитинского, III – р. Инсар, 50 км ниже ручья Никитинского, IV – р. Алатырь, 160 км ниже ручья Никитинского, V – фоновый (верховья р. Инсар).

Иная ситуация наблюдалась в р. Нуре [692, 694, 706, 710]. Здесь в 1997 г. для установления форм нахождения ртути в эпифитовзвеси и техногенных илах использовался метод, основанный на непрерывном линейно-ступенчатом температурном сканировании образца (пробы) с детектированием образовавшейся атомарной ртути на анализаторе ИМГРЭ-900 [102, 393]. Результаты исследований свидетельствуют о том, что в пределах изученного отрезка русла Нуры в техногенных илах и эпифитовзвеси фиксируются очень высокие концентрации ртути, многократно (в десятки и сотни раз) превышающие ее фоновые уровни в природном аллювии, что свидетельствует об интенсивном техногенном загрязнении реки (рис. 104, табл. 312) [104, 105, 694, 782]. Наиболее интенсивно ртуть накапливается в илах. Наблюдается также несколько различная пространственная картина распределения зоны ртутного загрязнения в реке, регистрируемая илами и эпифитовзвесью. Так, максимальные валовые уровни ртути в эпифитовзвеси фиксируются вблизи места сброса сточных вод (непосредственно ниже ГКС), в илах – на удалении примерно в 6–10 км. Отмеченные явления закономерны и объясняются различными условиями накопления илов в русле реки и осаждения взвеси на макрофитах [694, 706]. В частности, илы суммируют эффект длительного техногенного воздействия и отражают пространственную структуру загрязнения, сложившуюся в р. Ну-

ре примерно за 40-летнюю деятельность химического завода, в том числе за тот период, когда поставка этого металла в реку была особенно велика (1960–1970 гг.). Кроме того, интенсивность и масштабы накопления техногенных илов в водотоке в значительной мере определяются гидравлическими условиями потока, спецификой проявления русловых процессов и особенностями геоморфологического строения русла. В частности, участок реки, где наблюдается особенно сильное концентрирование ртути в илах, характеризуется благоприятными для осадконакопления условиями (наличие меандр, островов, многочисленных затонин и т. п.), в том числе для осаждения тонких фракций речных наносов, особенно обогащенных ртутью. Например, если вблизи места поступления сточных вод с очистных сооружений (т. е. непосредственно ниже Главной канавы стоков) доля частиц размером менее 0,004 мм в техногенных илах (слой 0–60 см) составляла не более 5–7%, то на удалении в 9 км она достигала уже 22% [673,

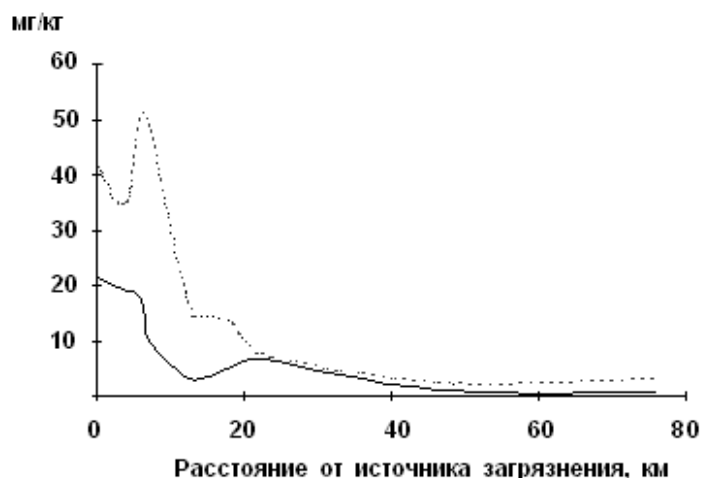


Рис. 104. Ртуть в эпифитовзвеси (сплошная линия) и илах (точечная линия) р. Нуры в зоне влияния г. Темиртау [706].

морфологического строения русла. В частности, участок реки, где наблюдается особенно сильное концентрирование ртути в илах, характеризуется благоприятными для осадконакопления условиями (наличие меандр, островов, многочисленных затонин и т. п.), в том числе для осаждения тонких фракций речных наносов, особенно обогащенных ртутью. Например, если вблизи места поступления сточных вод с очистных сооружений (т. е. непосредственно ниже Главной канавы стоков) доля частиц размером менее 0,004 мм в техногенных илах (слой 0–60 см) составляла не более 5–7%, то на удалении в 9 км она достигала уже 22% [673,

676]. Эпифитовзвесь концентрирует ртуть, мигрирующую в реку в течение короткого отрезка времени (от начала периода активной вегетации макрофитов до момента отбора проб), т. е. отражает современный (сезонный) уровень техногенного загрязнения.

Таблица 312. Ртуть в эпифитовзвеси (1) и техногенных илах (2) [694]*

Ниже ГКС, км	Компонент	Ртуть, вал, мг/кг	K_c	Выход ртути (в % от вала) при различных интервалах температуры, °C				
				20–100	100–200	200–300	300–400	400–500
0,05	1	21,36	486	11,2	82,0	2,4	1,4	3,0
	2	33,54	762	9,1	83,7	6,2	0,7	0,3
4,75	1	19,16	436	1,6	82,4	6,8	2,5	6,7
	2	35,19	800	9,1	81,7	8,2	0,7	0,3
6,75	1	17,56	399	7,5	88,9	2,5	0,5	0,6
	2	45,53	1035	16,4	75,3	7,2	0,8	0,3
10	1	9,43	214	28,0	62,5	5,8	2,2	1,5
	2	47,62	1082	37,8	54,6	6,4	0,9	0,4
15	1	3,13	71	18,6	63,5	5,4	3,8	8,7
	2	15,65	356	21,1	74,5	3,5	0,7	0,2
20	1	4,96	113	29,6	56,6	4,6	2,7	6,5
	2	13,15	299	30,5	64,9	3,5	0,7	0,4
25	1	6,53	148	10,6	81,7	2,7	1,4	3,6
	2	7,78	177	43,2	51,8	3,7	0,8	0,5
	2**	18,44	419	26,3	32,0	37,8	1,6	2,3
49	1	0,86	20	24,6	59,2	4,2	4,5	7,5
	2	5,67	129	38,8	51,5	6,7	1,5	1,5
75	1	0,71	16	11,6	56,6	5,2	7,4	19,2
	2	3,73	85	33,3	51,3	11,6	1,9	1,9

* Для илов приведены данные по верхнему (0–60 см) слою; значком ** отмечен слой илов 120–170 см; ГКС – Главная канава стоков, по которой осуществляется сброс сточных вод в реку; K_c – коэффициент концентрации относительно фонового уровня ртути в донных отложениях р. Нуры (= 0,044 мг/кг [673]).

Заметное увеличение общих концентраций ртути в эпифитовзвеси на участке реки, удаленном от ГКС примерно на 20 км (см. рис. 104), является, видимо, следствием активного осаждения на макрофитах тонкой речной взвеси, образующейся при естественном взмучивании техногенных илов, а также результатом выделения из них растворенных соединений металла и последующей их

сорбции коллоидами, тонкой взвесью и эпифитомом, участвующих в образовании эпифитовзвеси. В частности, предыдущие участки реки отличаются развитием значимых скоплений техногенных илов с высокими содержаниями ртути, что, отчасти, находит отражение на графике распределения в них этого металла. Значение техногенных илов как источников вторичного загрязнения воды, эпифитовзвеси и водных растений ртутью в определенной мере иллюстрируется следующими данными (табл. 313). Как видим, наблюдается прямая зависимость уровня общего содержания ртути в ряске малой от концентраций металла в техногенных илах (и их вертикальной мощности, вернее, массы, определяющей интенсивность потока выделяющейся ртути). Как известно, ряска малая является свободно плавающим водным растением, поэтому способна поглощать ртуть только лишь непосредственно из водной толщи и (или) из эпифитовзвеси. Это свидетельствует о том, что техногенные илы, содержащие очень большие количества ртути, являются вторичными поставщиками ее в водную фазу и в эпифитовзвесь, что, в свою очередь, определяет вероятность активного поглощения металла плавающей на поверхности воды ряской.

Таблица 313. Интенсивность накопления ртути в ряске малой (*Lemna minor* L.) в зависимости от уровня ее содержания в техногенных илах р. Нуры [671]

Расстояние от Главной канавы стоков, км	Ртуть, мг/кг сухой массы		Максимальная мощность илов, м
	В ряске	В илах	
8 км, небольшая затонина	0,49	4	0,8
30 км, то же самое	21	200	2,5
Фоновый участок	0,05	0,044	Отсутствуют

Макрофиты, временно депонируя содержащую в значительных количествах ртуть речную взвесь, участвуют в процессах перераспределения этого металла в водной среде, в том числе активно накапливают его в своих тканях. В частности, концентрации ртути в растениях из р. Нуры в десятки и сотни раз превышают фоновые значения [671, 676]. Так, в 1,5 км ниже Главной канавы стоков в урути колосистой они достигали 19,7 мг/кг сухой массы, в роголистнике погруженном изменялись от 11,5 (вблизи Главной канавы) до 0,39 мг/кг (в 40 км ниже канавы). Одновременно (после отмирания растений) эпифитовзвесь является источником поступления ртути в водную массу и донные отложения, а также непосредственно в водные растения. Как уже говорилось, макрофиты занимают важное место в структуре существующих в водных системах пищевых цепей, что указывает на вероятность включения ртути, содержащейся в них и в эпифитовзвеси, в пищевые цепи, а также на возможность прямого токсического воздействия поллютанта на живые организмы.

В связи с этим возникает необходимость выявления форм закрепления ртути в эпифитовзвеси. Следует отметить, что метод термического разложения образцов эпифитовзвеси и илов не дает прямой информации о формах нахождения в них ртути, а минералого-геохимическая интерпретация полученных результатов (термических спектров выделения ртути) в определенной мере условна, поскольку нельзя однозначно каждый температурный максимум выхода металла связывать с тем или иным его соединением. Не существует и единого мнения в идентификации выделяемых при различных температурных интервалах форм нахождения ртути [193, 232, 393, 467, 571, 602, 603]. Общим, пожалуй, является тот факт, что большинство исследователей отождествляет с низкотемпературными (температура нагрева образца до 150–200°C) фракциями ртути ее наиболее подвижные формы (элементарная ртуть, «свободная» ртуть, сульфаты ртути, легкорастворимые органические соединения), а с высокотемпературными (> 350–400°C) – так называемые прочно-связанные формы (сульфидная ртуть, изоморфная ртуть). Промежуточное положение занимают физически сорбированная и хемосорбированная формы ртути, а также, очевидно, оксиды ртути. Установлено также, что термический спектр выделения ртути из образцов природных компонентов окружающей среды (минералы, горные породы, естественные почвы, фоновый аллювий) принципиально иной, нежели для техногенных образований. Как правило, значимое выделение ртути из природных образцов при температуре ниже 100–150°C наблюдается чрезвычайно редко [393, 467], тогда как для загрязненных почв, илов, шламов, осадков сточных вод практически всегда фиксируется выход существенной доли подобной фракции ртути [393, 693, 706]. Таким обра-

зом, термические спектры, отражающие кинетику выхода ртути из исследуемых материалов, в определенной мере могут использоваться для разделения (идентификации) техногенных и природных аномалий ртути, связанных с различными образованиями, причем с позиций оценки потенциальной миграционной способности ртути указанный метод имеет определенные достоинства. В общем случае можно (естественно, в существенной мере условно) различать пять групп соединений (форм, состояний, фракций) ртути, отвечающих соответствующим температурным интервалам [694, 706]: очень мобильные (температура выхода $< 100^{\circ}\text{C}$), мобильные ($100\text{--}200^{\circ}\text{C}$), относительно устойчивые ($200\text{--}300^{\circ}\text{C}$), устойчивые ($300\text{--}400^{\circ}\text{C}$), очень устойчивые ($> 400^{\circ}\text{C}$) формы.

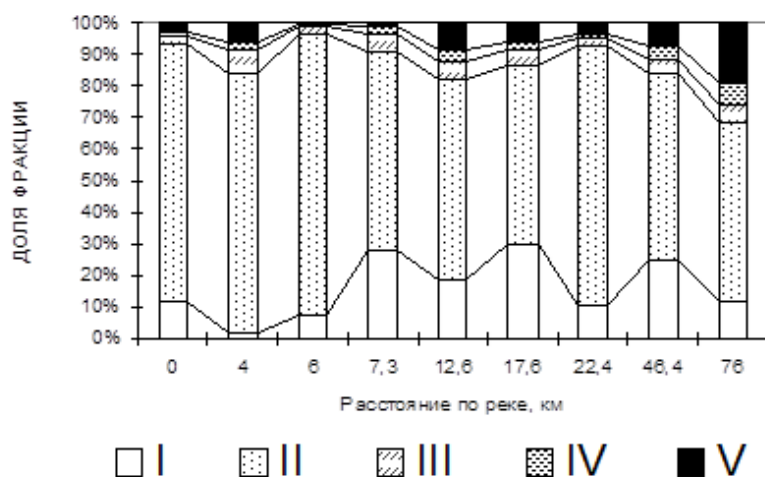


Рис. 105. Формы нахождения ртути в эпифитовзвеси р. Нуры в зоне влияния г. Темиртау [692].

I – очень мобильные; II – мобильные; III – относительно устойчивые; IV – устойчивые; V – очень устойчивые.

фракций ртути фиксируется в верхнем (0–60 см) слое илов, в котором по мере удаления от города также происходит увеличение доли ее очень мобильных форм. Максимальный выход фракции ртути, связанной с первым температурным диапазоном, наблюдается в речных илах ближней к городу зоны. Различия с распределением ртути в эпифитовзвеси проявляются в том, что в верхних горизонтах илов (т. е. в наиболее динамичной, геохимически активной их части) отмечается менее значимое возрастание доли более устойчивых форм металла, тогда как в глубоких слоях илов в результате диагенетических процессов наблюдается выраженная тенденция к трансформации мобильных форм ртути в ее более устойчивые соединения. Отмеченная тенденция увеличения доли относительно подвижных форм ртути в ходе ее миграции и участия в седиментационных процессах, судя по всему, достаточно универсальна для условий техногенеза. В частности, об этом свидетельствуют результаты изучения распределения ртути в пробах различных техногенных и техногенно преобразованных отложений, отобранных в своеобразной миграционной цепи, типичной для промышленно-урбанизированных территорий.

Таким образом, в ходе миграции и перераспределения ртути в речной системе происходит трансформация ее форм нахождения как в эпифитовзвеси, так и в техногенных илах. Наиболее четко проявлены два противоположных с геохимической точки зрения процесса – более выраженное увеличение относительного содержания (в общем балансе) очень мобильных соединений и менее проявленное увеличение доли очень устойчивых форм ртути. Это свидетельствует, с одной стороны, о возрастании экологической опасности металла, о возможности его перехода из техногенных илов и эпифитовзвеси в раствор речных вод и включения в пищевые цепи, существующие в реке, с другой – о формировании в руслах рек относительно устойчивых во времени и пространстве зон ртутного загрязнения, практически всегда совпадающих с участками накопления в русле техногенных илов.

Как следует из данных, приведенных в табл. 312 и на рис. 105, вблизи города (на первых 6–7 км) ртуть в эпифитовзвеси находится преимущественно в мобильных формах. Вниз по руслу (при закономерном снижении валовых концентраций металла) отмечается существенное увеличение относительного содержания его очень мобильных форм (соответствующих температурной фракции $< 100^{\circ}\text{C}$) и, в значительно меньшей степени, очень устойчивых форм. Практически аналогичное соотношение различных температурных

Отмеченная тенденция увеличения доли относительно подвижных форм нахождения ртути достаточно универсальна для условий техногенеза. В частности, об этом свидетельствуют результаты изучения распределения ртути в пробах различных техногенных и техногенно преобразованных отложений, отобранных в своеобразной миграционной цепи, типичной для промышленно-урбанизированных территорий (табл. 314). Так, в ходе очистки сточных вод, при последующей миграции и перераспределении ртути в окружающей среде происходит трансформация ее форм нахождения, как правило, в сторону увеличения относительного содержания геохимически активных соединений. Например, в шламах полей усреднения (здесь осуществляется смешение бытовых и производственных сточных вод) значительная доля ртути связана с устойчивыми и относительно устойчивыми формами (в сумме – около 43%); доля мобильных соединений составляет 53,5%. В осадках сточных вод доля мобильных и очень мобильных форм ртути заметно возрастает (> 63%) и резко снижается количество ее устойчивых и очень устойчивых соединений. В эпифитовзвеси относительные содержания мобильных и очень мобильных соединений ртути еще более увеличиваются (в сумме составляющих более 93%). Аналогичное явление фиксируется для техногенных илов, в которых наблюдается значительный рост доли очень мобильных форм металла. Техногенные илы отличаются и меньшим относительным содержанием устойчивых и очень устойчивых соединений ртути. В загрязненных (в результате орошения сельскохозяйственных угодий водой из реки Нуры или ее разливов во время половодий и паводков) пойменных почвах доля очень мобильных форм снижается до 1,6%; здесь доминируют мобильные формы ртути (~ 81%) и возрастает относительное количество ее устойчивых и очень устойчивых соединений.

Таблица 314. Распределение ртути в различных осадочных образованиях [693] *

Компонент	Вал, мг/кг	Выход ртути (% от вала) при различных температурах, С ⁰				
		20–100	100–200	200–300	300–400	400–500
Шлам	422,61	1,8	53,5	23,2	19,6	2,0
ОСВ	233,19	32,4	32,7	32,4	2,1	0,4
Эпифитовзвесь	21,36	11,2	82,0	2,4	1,3	3,0
Ил (0–60 см)	47,62	37,7	54,5	6,4	0,9	0,4
Почва (0–10 см)	6,81	1,6	80,8	5,4	4,5	9,7

* Шлам – поля усреднения очистных сооружений г. Темиртау; ОСВ – иловые карты, там же; эпифитовзвесь – река Нура ниже места сброса стоков, поступающих с очистных сооружений г. Темиртау; ил – река Нура, там же; почва – пойма ниже г. Темиртау, заливаемая в половодье и паводки.

Таким образом, эпифитовзвесь является эффективным индикатором интенсивности и протяженности ртутного загрязнения, а также реально происходящих в русле реки процессов миграции поллютанта. Она играет определенную, может быть, даже важную роль в перераспределении соединений ртути в речной среде (особенно с точки зрения вероятности образования в ней органических соединений этого металла). Изменение соотношения (баланса) минералогеохимических форм ртути в эпифитовзвеси в ходе миграции от места сброса сточных вод происходит, главным образом, за счет увеличения относительного содержания наиболее подвижных с геохимической точки зрения ее соединений, а также, в меньшей степени, в результате увеличения доли очень устойчивых форм. Процессы накопления ртути в эпифитовзвеси следует учитывать при оценках ее поступления в водные растения, а также при изучении распределения этого металла в пищевых цепях.

7.6. Экологическая роль и биогеохимические особенности эпифитовзвеси

С эколого-биогеохимической точки зрения эпифитовзвесь является важным элементом речной экосистемы, с которым связан определенный трофический уровень [752]. Эпифитовзвесь играет значимую роль в перераспределении химических элементов в речной среде, в трансформации их форм нахождения, в поставке поллютантов в водные растения и другие организмы. Установлено, высшая водная растительность способна извлекать химические элементы как из водной массы,

так и из донных отложений. Обычно погруженные растения накапливают большие их количества, нежели полупогруженные [840, 856, 921]. Это может свидетельствовать о существенном поглощении элементов растениями непосредственно из водной толщи. Довольно долго существовало предположение, что макрофиты извлекают и накапливают преимущественно химические элементы, растворенные в воде, и практически не реагируют на их взвешенные формы. Натурные и экспериментальные исследования, выполненные в последние годы различными исследователями, показывают, что водные растения способны поглощать металлы и из взвешенно-коллоидного материала, присутствующего в водной толще. Химические элементы, содержащиеся в эпифитовзвеси, также следует рассматривать как составную часть потоков веществ, поступающих в пищевую цепь и участвующих в биогеохимических процессах. При этом, очевидно, необходимо различать две стороны механизма их связывания растениями: образование обогащенной химическими элементами эпифитовзвеси на поверхности макрофитов и извлечение элементов растениями непосредственно из эпифитовзвеси. Известно, что окружающая растительные клетки слизь активно адсорбирует тяжелые металлы [599]. В техногенных условиях этому, судя по всему, способствует значительная обогащенность эпифитовзвеси органическим веществом (значения показателя потерь при прокаливании для эпифитовзвеси в зонах загрязнения обычно находились в пределах 20–40%). Различные представители эпифитона, особенно в условиях сильного загрязнения, также накапливают тяжелые металлы, причем концентрации последних в организмах могут быть значительно выше, нежели в воде и отложениях данного участка речного русла [1028]. Это приводит, с одной стороны, к еще большему увеличению содержаний химических элементов в эпифитовзвеси (микроскопический эпифитон, в сущности, является неотъемлемой частью эпифитовзвеси). Есть сведения, что использование макрофитов в качестве индикаторов загрязнения водной массы некоторыми тяжелыми металлами, например свинцом (по интенсивности его накопления растительными тканями), не всегда эффективно, поскольку этот металл сорбируется растениями преимущественно в составе твердых частиц (по сути, и формирующих эпифитовзвесь), а не поглощается тканями растений непосредственно из водного раствора [376, 619]. С другой стороны, неоднородное распределение некоторых химических элементов в эпифитовзвеси, присутствующей на макрофитах, отобранных по продольному профилю реки, может быть обусловлено не только влиянием вторичных источников поступления поллютантов и физико-химическими преобразованиями минеральной части эпифитовзвеси, но и пространственно-временными изменениями качественного и количественного состава биоценозов обрастаний [706]. Не исключено, что пространственно-временная динамика биологического состава речного микроскопического перифитона играет определенную роль в регулировании содержаний металлов в эпифитовзвеси.

Механизмы непосредственного поступления химических элементов из осажденной на поверхности водных растений речной взвеси (т. е. из эпифитовзвеси) в растительные растворы изучены плохо. Тем не менее известно, что поглощение тяжелых металлов многими растениями из внешней среды в определенной мере осуществляется посредством начальной пассивной адсорбции [196, 376]. Безусловно, высокие концентрации химических элементов в эпифитовзвеси априори определяют интенсивность этого процесса. Для многих химических элементов предварительное накопление их в данном компоненте водной среды может являться одним из обязательных условий последующего проникновения (как пассивного, так и активного) в клетки растений. Эпифитовзвесь, содержащая значительные количества металлов, создает их избыток в окружающей растительные клетки среде. Не исключено, что сразу после адсорбции металлов на поверхности макрофитов, особенно слизи, поллютанты благодаря диффузии поступают в растительные клетки, где способны формировать комплексы с внутриклеточным веществом растений. Некоторые химические элементы, присутствующие в эпифитовзвеси в виде относительно нерастворимых оксидов, могут абсорбироваться через поверхность листьев в раствор. Например, для растений суши установлено, что на интенсивность поглощения химических элементов их органами влияют процессы образования слизистой пленки, выделения клеточной органики, гуттации и других растительных экзометаболитов [972]. Металлы, присутствующие на листьях наземных растений в виде так называемого верхнего аэрозольного покрытия, способны проникать в листья через устьица [196]. Влияние прижизненных метаболитов на накопление химических элементов пресноводными

растениями также достаточно велико, но проявляется различно. В частности, метаболиты могут способствовать увеличению накопления одних металлов и снижению количества других [298, 306]. Особенно легко водорослями усваиваются химические элементы, связанные с коллоидальными частицами. Так, Х.У. Харвей (1949) установил, что морские растительные организмы активно сорбируют на своей поверхности коллоидальные мицеллы гидроксида трехвалентного железа, которые затем весьма эффективно поглощаются растительными клетками (цит. по [599]). Н.К. Христофорова и др. [619] показали, что утилизация тяжелых металлов морскими водорослями происходит как непосредственно из воды, так и из сорбированных талломами частиц взвеси. Возможность последующего поступления химических элементов и их соединений в слоевища за счет предварительного налипания на них твердых минеральных и органических частиц, особенно в условиях повышенной мутности, по мнению авторов цитируемой статьи, не вызывает сомнений. Действительно, имеющиеся данные свидетельствуют о том, что в водах, богатых взвесью, высокие содержания металлов в водорослях и макрофитах в существенной мере связаны с осаждением на них тонкой взвеси и коллоидальных гидроксидов металлов [843]. Например, после соскабливания верхних слоев стеблей в фукусах заметно снижались концентрации Fe и Mn [864, 865]. Активное осаждение взвешенных частиц и коллоидов гидроксида железа на поверхности макрофитов подтверждено экспериментами [853]. Следует отметить, что очень высокие концентрации Fe и Mn (при значительной вариации их содержаний) в макрофитах, о которых сообщается в литературе [328, 376], могут быть объяснены именно осаждением на поверхности растений гидроксидов этих металлов, что, судя по всему, часто не учитывается при подготовке проб водных растений к химическому анализу. Так, в [328] приводятся данные о том, что зольность макрофитов дельты Волги зависит от гидродинамических условий водотоков: наименьшая зольность была характерна для проточных водотоков, максимальная – для застойных участков гидросети. Аналогичная тенденция наблюдалась и для валового содержания в водных растениях некоторых металлов. К сожалению, авторы цитируемой работы не сообщают о процедуре предварительной подготовки макрофитов к химическим анализам (например, о степени освобождения их от эпифитовзвеси и т. п.). Это дает основание предположить, что отмеченная особенность распределения зольности и содержаний металлов обусловлена тем, что в ходе анализов исследовалось не только «чистое» вещество макрофитов (собственно растительные ткани), но осажденная на них речная взвесь, в том числе прочносвязанные с поверхностью растений гидроксиды Fe и Mn. С.А. Патин и др. [424], выясняя поглощение и накопление ^{54}Mn и ^{65}Zn одноклеточными водорослями, сделали вывод о фиксации металлов клетками водорослей вследствие локального повышения pH на их поверхности на свету и последующего закрепления в структуре растительных клеток в темноте. Выделяющаяся при дыхании углекислота, подкисляя пограничный с клетками слой среды, нейтрализует сорбированные гидроксиды металлов. В результате образуются свободные ионы металлов, которые легко вступают в связь со структурой клетки. Этот механизм накопления, по мнению авторов, справедлив для элементов-гидролизаторов (Fe, Mn, Zn, Co, Cd и др.) и, судя по всему, свойствен любым фотосинтезирующим поверхностям в водной среде.

Таким образом, сорбированные на поверхности макрофитов нерастворимые гидроксиды металлов в процессе дыхания и подкисления тонкого пограничного слоя за счет выделяемого CO_2 способны переходить в ионные формы, которые затем фиксируются в клеточных структурах. Кроме того, в листьях некоторых макрофитов содержится довольно много щавелевой и аскорбиновой кислот, что также может способствовать растворению содержащихся в эпифитовзвеси тяжелых металлов, особенно при их проникновении в растительные ткани. Как показано выше, определенная доля тяжелых металлов присутствует в эпифитовзвеси в виде относительно подвижных соединений, легко подверженных растворению в условиях подкисления пограничного с клетками слоя среды и, таким образом, доступных для растений. По мнению [269], химические взаимодействия между эпифитом и макрофитами построены таким образом, что последние освобождают неорганические биогенные элементы и органические соединения, утилизируемые водорослевыми обрастаниями. В свою очередь, как считает Р. Ветцель (1975, цит. по [269]), водорослевые и бактериальные эпифиты удовлетворяют потребности макрофитов в органических микродобавках, необходимых для их нормального развития.

Сравнение интенсивности концентрирования химических элементов в макрофитах и в эпифитовзвеси показывает, что, как правило, наиболее высокие их содержания в тканях растений наблюдаются при одновременно высокой концентрации соответствующих элементов в эпифитовзвеси (табл. 315). Интересно, что наибольшие значения K_C в макрофитах характерны для кадмия и цинка, что, возможно, является следствием процессов, установленных С.А. Патиным и др. [424] и о которых говорилось выше.

Таблица 315. Коэффициенты концентрации металлов в макрофитах (1) и в эпифитовзвеси (2) р. Инсар [706]

Участок	Ni		Zn		Mo		Ag		Cd		Pb	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
I	10	10	16	9	4	31	2	7	60	77	3,1	11
II	2,6	9,4	3	6	2	17	1,5	2	20	25	1,9	9
III	1,5	7,8	5	12	5	35	3	16	34	23	1,6	3
IV	2,2	5,4	5	4	2,5	12	2	8	11	20	1,2	3

Примечание. Участки: I – 0,005 км ниже устья ручья Никитинского, II – 1 км ниже ручья, III – 20 км ниже ручья, IV – 40 км ниже ручья.

Как уже отмечалось, с экологической точки зрения эпифитовзвесь может рассматриваться как среда обитания перифитона, геохимические характеристики которой, безусловно, оказывают существенное влияние на деятельность многих его представителей. Эпифитовзвесь можно рассматривать и как своеобразную органоминеральную основу особой речной «экологической ниши», в условиях техногенного загрязнения представляющую собой зону повышенной экологотоксикологической опасности. В частности, образование эпифитовзвеси на растительных поверхностях будет, во-первых, приводить к существенному сокращению притока солнечной энергии к фотосинтезирующим клеткам растений и тем самым нарушать процесс синтеза хлорофилла; во-вторых, способствовать интенсификации химических процессов посредством воздействия на растения кислотных и щелочных компонентов речной взвеси. Эпифитон, например, очень чувствителен к евтрофированию и активно реагирует на изменение количества поступающей солнечной радиации [832]. Активное образование эпифитовзвеси в зонах загрязнения несомненно оказывает негативное влияние на функционирование этого компонента водных систем. При повышенной мутности вод, способствующей образованию эпифитовзвеси, т. е. созданию таких условий, когда органоминеральные компоненты эпифитовзвеси заметно доминируют над организмами перифитона, водоросли последнего могут активно поглощать выделяемый макрофитами кислород, способствуя возникновению его дефицита.

Не исключено, что эпифитовзвесь, особенно обогащенные органическим веществом ее хлопьеобразные скопления, столь характерные для зон техногенного загрязнения, являются средой, где осуществляются процессы метилирования ртути и ряда других химических элементов. Например, относительно недавно была установлена важная роль перифитонных сообществ, распространенных в эверглейдах Флориды, в метилировании ртути [883]. Натурными и экспериментальными исследованиями доказана роль перифитона (включая эпифитон), связанного с корнями макрофитов, распространенных в пойменных озерах бассейна Амазонки, в метилировании ртути [929, 930, 931, 996, 1002, 1038]. Было показано, что связанный с корнями перифитон является важной биогеохимической средой и важным звеном для биометилирования ртути в экосистемах затопляемых пойм бассейна Амазонки. Например, общее содержание ртути в эпифитном материале, собранного с корней плавающих макрофитов, образующих подстилку на пойме р. Тапажос (приток р. Амазонки), составляло 2–8,5 нг/г сухой массы [1039]. Доля метилртути от общей ртути в эпифитоне, достигающая 1,55–8,33%, коррелировала с содержаниями органического углерода и азота. Корневая зона плавающих макрофитов и затопляемый органический горизонт почв лесного массива Игапо были единственными местами в системе реки, где метилртуть обнаруживалась в существенных количествах в воде и отложениях (табл. 316). Подстилка из плавающих макрофитов была только местом, где метилртуть существенно обнаруживалась в воде (до 3–22% от общей ртути в фильтрате), тогда как в других местах менее 4% [1038]. Доля метилртути от общей ртути в эпифитном ма-

териале, собранном на корнях *Paspalum* sp., образующих подстилку), изменялась от 1,5 до 8,3% и коррелировало с содержанием органического углерода и общего азота.

Таблица 316. Концентрации метилртути и темпы метилирования на пойме р. Тапажос [1039]

Место	Ртуть общая, нг/г		Метилртуть, нг/г		Метилртуть, %		Диапазон метилирования, %
	Среднее	Интервал	Среднее	Интервал	Среднее	Интервал	
Фильтрованная вода *	–	0,62–2,58	–	<0,022–0,24	–	<1,3–22,2	< 0,03 **
Органоминеральный сестон	345	191–534	8	2–26	2,4	0,6–7,3	–
Эпифитон	158	100–254	5	2–8	3,5	1,3–6,1	3,4–5,4
Лесная подстилка	160	127–193	5,9	4,1–8	3,7	2,6–4,3	3,2–3,6 ***
Отложения в зарослях макрофитов	197	195–198	1,3	1,33–1,4	0,67	0,64–0,70	2,3–8,9
Отложения открытой акватории озер	192	190–209	0,08	0,06–0,10	0,04	0,04–0,05	0,2–0,35

* Фильтр с диаметром пор < 0,2 мкм. ** Концентрации в нг/л. *** Поверхностный слой в затопляемых почвах.

По данным [931], в пойменных озерах реки Тапажос (бассейн Амазонки) корни прикрепленных макрофитов *Paspalum* sp. с плавающими листьями являлись важнейшим местом метилирования ртути, особенно сильно колонизированные перифитомом (темпы образования 3,4–5,4%). Чистая продукция метилртути в перифитоне, связанного с живыми или уже разложившимися корнями макрофитов, образующих подстилку на пойме или произрастающих в пойменных озерах бассейна Амазонки, составляла в среднем 13,8% (диапазон 0,28–35%), тогда как в поверхностном слое пойменных отложений она была в пределах 0,022–2,5% (среднее 0,6%). Высокие содержания общей и метилированной ртути установлены в перифитоне р. Идрицы (Словения) [1090]. Авторы цитируемой работы указывают на активно идущие в перифитоне процессы метилирования.

Таким образом, можно предположить, что в условиях техногенного загрязнения эпифитовзвесь может являться компонентом речной среды, активно поддерживающим метилирование ртути, интенсивность концентрирования которого в эпифитовзвеси очень часто намного выше, нежели в других компонентах речной экосистемы. Кроме того, в зонах техногенного загрязнения существенная доля ртути присутствует в эпифитовзвеси в подвижных формах, что подтверждается результатами термического атомно-абсорбционного анализа, свидетельствующих о значительном выделении ртути при низких температурах нагрева образцов.

Необходимо отметить, что образование речной эпифитовзвеси и интенсивное концентрирование в ней химических элементов в определенной мере способствуют временному удалению загрязняющих веществ из водного миграционного потока, что, отчасти, играет положительную роль в детоксикации водной среды. Установлено [835], что в ходе деструкции отмерших макрофитов в течение года (с октября по сентябрь) разлагается только лишь ~ 40% воздушно-водной растительности (гелофитов, основными представителями которых являются тростник, камыш, рогоз; темпы разложения гидатофитов – погруженных растений, особенно интенсивно сорбирующих речную взвесь, могут быть более высокими). Даже через два года порядка 40% остатков тростника и камыша все еще оставались неразложившимися [472]. Содержащиеся в полуразложившихся макрофитах (и в связанной с ними эпифитовзвеси) химические элементы на относительно длительный срок исключаются из круговорота веществ, существующего в водной экосистеме. Определенная часть отмерших макрофитов может выноситься половодьем и паводками за пределы речного русла, на пойму, где они, однако, могут оказывать существенное влияние на биогеохимические особенности отложений стариц [860] и, в определенной степени, на состав пойменных почв, а также, как отмечалось выше, являться местом образования метилртути. Тем не менее осенью при опадении опадающей листвы макрофитов, при их отмирании и последующем разложении определенное количество химических элементов, содержащихся в растительных тканях и в эпифитовзвеси, частично поступает не только в донные отложения, но и переходит в водную массу. Например, популяция рдеста курчавого (*Potamogeton crispus*), обитающая в загрязненном озере, аккумуляиро-

вала 1,5 кг «чистого» кадмия, а высвобождение его из растений после отмирания последних, по расчетам, способно было повысить содержание данного металла в растворе озерных вод на 1 мкг/л [199]. Показано [472], что большинство макрофитов наиболее интенсивно разлагается в первые 3–4 недели после отмирания. Возможно, что именно в этот период особенно активно будут высвобождаться в воду и поллютанты, связанные с эпифитовзвесью.

В последние годы эпифитовзвесь (речная и озерная) стала привлекать к себе внимание гидробиологов и биогеохимиков. Так, эпифитовзвесь используется при оценках интенсивности загрязнения химическими элементами и радионуклидами различных водных систем. Например, по данным [311], в эпифитовзвеси р. Ромашки, принимающий сточные воды Сибирского химического комбината, концентрировался ^{90}Sr (до 10,1 Бк/кг сухой массы). Исследование химического состава эпифитовзвеси позволило охарактеризовать современный уровень загрязнения экосистемы Ивановского водохранилища, выявить геохимические ассоциации элементов вблизи источников загрязнения и районы их аккумуляции [156], а также оценить интенсивность загрязнения ртутью Дубоссарского водохранилища на р. Днестр, максимальные содержания которой в биоиндикаторах (высшие водные растения, эпифитовзвесь, лишайник *Xanthoria parietina*) наблюдались в зоне расположения Резинско-Рыбницкого промышленного комплекса, включающего два крупных цементных и один металлургический завод [375]. По данным Г.В. Ким [246], изучавшей водоросли перифитона Телецкого озера, на озерных макрофитах вместе с водорослями в большом количестве осаждаются минеральные, органические частицы и песок, формируя эпифитовзвесь. Установлено, что соотношение массы эпифитовзвеси и массы макрофита меняется от 0,47 до 25,07, увеличиваясь на макрофитах с более расчлененной поверхностью. Изменение массы эпифитовзвеси на макрофитах с однотипной поверхностью (с плоскими или сильно расчлененными листьями) на разных участках озера позволяет сделать предположение: если основной поток взвешенных частиц поступает с берега, то масса эпифитовзвеси наибольшая у берега. Если взвешенных частиц поступает больше из открытой части озера, то масса эпифитовзвеси больше в зарослях, граничащих с открытой водой. Доля живых клеток в эпифитовзвеси на макрофитах, подверженных волновой нагрузке, ниже по сравнению с более спокойными участками (2 и 30–90% соответственно). Авторы [198] также отмечают, что кроме водорослей на макрофитах оз. Телецкое в большом количестве осаждаются минеральные и органические частицы, образующие эпифитовзвесь. Отношение массы эпифитовзвеси и фитоперифитона к массе самого макрофита колеблется от 0,5 до 25,1.

Таким образом, эпифитовзвесь является «полноправным» компонентом водной среды, важным элементом речной экосистемы, с которым связан определенный трофический уровень, и играет существенную роль в перераспределении и миграции химических элементов, в трансформации их форм нахождения и особенно в протекающих в реках биогеохимических процессах. Несомненно, что существующие подходы к моделированию распределения и действия тяжелых металлов в водных экосистемах должны учитывать факт их «концентрированного» присутствия в эпифитовзвеси. Как справедливо заметили В.А. Косытова и Д.О. Эйнон [269], в условиях усиления техногенного воздействия на водные объекты весьма важным представляются все вопросы, связанные с влиянием поллютантов на эпифитон и взаимозависимостью различных параметров эпифитона и абиогенных факторов среды. Со всех указанных точек зрения необходимость дальнейшего изучения биогеохимической роли речной эпифитовзвеси очевидна.

7.7. Выводы

Эпифитовзвесь – термин, предлагаемый для обозначения взвеси, осажденной на макрофитах. На стеблях и особенно на листьях речных макрофитов практически всегда наблюдается осаждение (налипание, адсорбция) взвешенных в воде твердых частиц (речной взвеси), что и обуславливает формирование эпифитовзвеси – особого компонента водных систем одновременно своеобразной разновидности современных осадочных образований. Активное формирование эпифитовзвеси особенно характерно для загрязненных речных вод, в большинстве случаев отличающихся высокой мутностью (высоким содержанием в воде твердых взвешенных частиц).

Образование эпифитоввзвеси происходит в существенной мере за счет гидравлического осаждения переносимых водным потоком твердых частиц (взвеси), их прилипания и адсорбции на поверхности макрофитов. Собственно гидравлическое осаждение взвеси во многом обусловлено хорошо известным явлением – резким снижением скорости течения в растительном слое по сравнению со скоростью потока над растительностью. Активному осаждению взвеси, ее прилипанию и адсорбции способствует также общее строение водных растений и своеобразная форма и свойства их листьев. Важную роль в закреплении взвеси на стеблях и особенно на листьях играют различные растительные выделения (экзометаболиты), образование слизистой пленки и т. п. В условиях техногенеза решающее значение в формировании эпифитоввзвеси принадлежит техногенному осадочному материалу, поступающего в водотоки со сточными водами и поверхностным стоком с освоенных территорий и характеризующегося специфическим вещественным составом.

Эпифитоввзесь отличается от фонового аллювия и техногенных илов своеобразным химическим составом, что особенно ярко проявляется в высоких содержаниях карбонатов и в резко пониженном уровне кремнезема. Наличие в эпифитоввзвеси значительных количеств карбонатов кальция (карбонатных новообразований) обуславливает формирование карбонатных соединений некоторых тяжелых металлов, способных к преобразованию в условиях окружающей среды и относительно доступных для живых организмов. Изучение химического состава эпифитоввзвеси позволяет более точно установить качественный состав техногенного загрязнения. Одновременно эпифитоввзесь отличается и более высокими концентрациями химических элементов, входящих в состав выявленных ассоциаций, т. е. геохимические аномалии проявляются в ней интенсивнее, нежели в техногенных илах, что находит отражение в значениях суммарного показателя загрязнения. К тому же, если русловые отложения, как правило, отражают многолетнее воздействие техногенеза на водоток, то повышенные содержания химических элементов в эпифитоввзвеси фиксируют современный (сезонный) уровень загрязнения. В силу биологических особенностей развития макрофитов в эпифитоввзвеси присутствуют поллютанты, мигрирующие в реке в течение короткого отрезка времени (в данном случае, от начала вегетации до момента отбора проб), что имеет и методическое, и практическое значение.

Эпифитоввзесь может эффективно использоваться для изучения форм нахождения металлов, мигрирующих в реке в составе взвешенного вещества, а также для выявления основных тенденций их преобразования в ходе переноса взвеси речным потоком. Присутствие в эпифитоввзвеси существенных количеств легкоподвижных (сорбционных, карбонатных, обменных) форм тяжелых металлов определяет их высокую потенциальную усвояемость водными растениями и другими гидробионтами, а также вероятность их интенсивной десорбции в водную массу, особенно при изменении окружающих условий (например, при колебаниях минерализации, падении pH, уменьшении мутности воды вниз по течению, а также в результате разнообразных биогеохимических процессов, свойственных речным условиям).

Эпифитоввзесь является эффективным индикатором интенсивности и протяженности ртутного загрязнения, а также реально происходящих в русле реки процессов миграции поллютанта. Она играет определенную, может быть, даже важную роль в перераспределении соединений ртути в речной среде (особенно с точки зрения вероятности образования в ней органических соединений этого металла). Изменение соотношения (баланса) минералого-геохимических форм ртути в эпифитоввзвеси в ходе миграции от места сброса сточных вод происходит, главным образом, за счет увеличения относительного содержания наиболее подвижных с геохимической точки зрения ее соединений, а также, в меньшей степени, в результате увеличения доли очень устойчивых форм. Процессы накопления ртути в эпифитоввзвеси следует учитывать при оценках ее поступления в водные растения, а также при изучении распределения этого металла в пищевых цепях.

Эпифитоввзесь является «полноправным» компонентом водной среды, важным элементом речной экосистемы, с которым связан определенный трофический уровень, и играет существенную роль в перераспределении и миграции химических элементов, в трансформации их форм нахождения и особенно в протекающих в реках биогеохимических процессах. Несомненно, что существующие подходы к моделированию распределения и действия тяжелых металлов в водных

экосистемах должны учитывать факт их «концентрированного» присутствия в эпифитовзвеси. Необходимость дальнейшего изучения биогеохимической роли речной эпифитовзвеси очевидна.

8. Эколого-геохимические преобразования пойменных ландшафтов при разливах рек и использовании речных вод для орошения в зонах техногенного загрязнения

Речные поймы, составляя во многих регионах мира незначительную часть их территории (обычно не более 3–5%), имеют важное экологическое и экономическое значение, отличаются развитием почв с повышенным плодородием, играют значительную роль в саморегулирующейся системе «речной поток – русло», определяют нормальное функционирование не только рек, но и прилегающих к ним природных экосистем, в пределах пойм широко распространены уникальные по биоразнообразию природные ландшафты (пойменные луга, пойменные леса, пойменные водоемы) [37, 43, 172, 180, 351, 644, 647]. По образному выражению Р.А. Еленевского [180], поймы подобны грандиозной природной копилке, в которой накапливались в течение многих веков большие потенциальные богатства. В то же время поймы рек, как наиболее молодые и динамичные участки земной суши, представляют совершенно особый тип ландшафта, подверженный сильному воздействию геологических и биологических факторов и находящийся в состоянии ярко выраженного развития и преобразования [172]. Особенно уязвимы речные поймы к разнообразным техногенным воздействиям.

В настоящее время в поймах рек техногенных ландшафтах увеличились темпы аккумуляции наносов [8, 66, 129, 345, 426, 1071]. Во многом это обусловлено возрастанием мутности речных вод и увеличением стока твердых наносов, вызванными усилением антропогенной эрозии в бассейнах рек [52, 143, 163, 207, 308, 370, 642, 657]. Например, мутность рек Предуралья с начала 1960-х гг. возросла по сравнению с предшествующими периодами на 20–58%, при этом систематического изменения стока воды за это время не отмечено [195]. Наблюдается также увеличение поступления в реки осадочного материала со сточными водами и поверхностным стоком с освоенных территорий [666, 699, 714, 742, 792, 795, 810]. Это не только способствует увеличению мутности рек и поставки твердого материала в пределы пойм, но и имеет серьезные эколого-геохимические последствия. В поймах рек (особенно вблизи речного русла) активно накапливается техногенный наилкок, а в пойменных понижениях и водоемах (старицах) аккумулируются техногенных илов. Происходит также активное включение пойменных ландшафтов в городские и промышленно-урбанизированные территории, что предопределяет перекрытие аллювиальных (пойменных) отложений и пойменных почв толщей техногенного материала [455].

Поставка осадочного материала и разнообразных загрязняющих веществ в пределы пойменных территорий интенсивно осуществляется при разливах загрязненных рек в половодья и паводки и особенно при использовании загрязненных речных вод для орошения сельскохозяйственных угодий, расположенных на пойме. Все это в конечном итоге обуславливает геохимическую трансформацию пойменных территорий и нередко приводит к негативным экологическим последствиям, что наиболее резко проявляется в ирригационных ландшафтах, в почвах которых развиваются процессы негативного характера. Интенсивность и направленность последних определяются прежде всего изменением водного режима территорий, тесно связанного с обменом вещества и энергии в пределах орошаемых угодий [5, 123, 249, 450, 451, 554]. Орошение существенно сказывается на естественном формировании зональных почв, вносит коренные изменения в ход и направленность почвообразования (изменяются термический режим и влажность воздуха, водно-воздушный, солевой и питательный режимы почв, биологическая деятельность микро- и макрофауны, активизируются эрозионные процессы и др.). На орошаемых массивах формируется ирригационная структура почвенного покрова, обусловленная своеобразным сочетанием вертикального и горизонтального влаго- и солепереноса, специфическим поверхностным перераспределением оросительной воды и особенностями ирригационно обусловленного грунтового стока [228]. Значи-

тельные изменения отмечаются в гидрологическом [607] и гидрогеохимическом [423, 590] режимах орошаемых земель, орошение оказывает существенное воздействие на качество грунтовых и подземных вод [241]. Наиболее серьезной проблемой, связанной с орошением, считается вторичное засоление. Орошение и сброс дренажных вод интенсифицируют процессы миграции химических элементов в ландшафте. По оценкам [124], глобальный солевой дренаж с орошаемых угодий составляет около 2×10^9 т/год. Не менее серьезной является проблема техногенного загрязнения пойменных ландшафтов, которая, судя по всему, актуальна для многих регионов, где развито орошение сельскохозяйственных угодий на местном загрязненном речном стоке и достаточно регулярно происходят периодические разливы (в половодья, паводки) загрязненных рек.

Известным примером негативных последствий применения загрязненных речных вод для орошения является выявленное в Японии специфическое заболевание людей («итай-итай»), вызванное отравлением кадмием (накапливающимся в рисе); в данном случае загрязненные этим металлом речные воды использовались для заливки рисовых полей [871]. Интенсивное загрязнение пойменных почв тяжелыми металлами (свинцом, медью, цинком и др.) установлено к северу от гор Гарц (Северная Германия), где уже в средние века эксплуатировались рудники по добыче серебра, железа, меди, свинца и мышьяка и функционировал (в течение 700 лет) завод по выплавке свинца [919, 1089]. В поймах некоторых рек этого же района отмечено также загрязнение растений тяжелыми металлами (особенно цинком), являющееся следствием частых наводнений [999]. Ущерб для растительности на этих почвах авторы указанной работы сравнивают с ущербом вблизи цинкоплавильных заводов. В частности, уровни содержания цинка в растительности достигали 7500 мг/кг (при его типичных фоновых уровнях в наземной растительности не более 40 мг/кг на сухую массу [219]). Загрязнение пойменных почв тяжелыми металлами при разливах рек отмечено для земель, прилегающих к Нижнему Рейну [881]. В орошаемых речными водами сельскохозяйственных почвах южной долины Верхнего Рейна также наблюдалось накопление некоторых тяжелых металлов [1064]. Добыча и выплавка свинца в Восточной Баварии, пик которых приходился на XVI в., обусловили достаточно интенсивное загрязнение этим и некоторыми другими тяжелыми металлами пойменных почв в долине р. Вилс (впадающей в р. Наб – левый приток Дуная) [946]. Пойменные почвы в долинах рек Гёль и Маас (в пределах Голландии) загрязняются тяжелыми металлами (свинцом, цинком, кадмием, медью) в результате участвовавших (из-за изменений в землепользовании и в сельскохозяйственной практике на водосборах) наводнений [978, 979]. Источником поступления тяжелых металлов являются ранее отложившиеся (особенно в старицах) аллювиальные отложения, отличающиеся высокими концентрациями (из-за присутствия остатков руды и материалов из хвостов ее обогащения, что является следствием прошлой деятельности горнорудных предприятий) химических элементов и подвергающиеся периодической эрозии в периоды наводнений, (табл. 317).

Таблица 317. Распределение тяжелых металлов в толще отложений старицы р. Гёль, мг/кг [978]

Слой, см	Свинец	Цинк	Кадмий	Медь
5	1466	5968	15,5	27
25	2059	6248	19,3	38
45	6119	10109	34,0	79
65	8141	11301	25,4	86
86	9189	8240	10,7	105
105	5797	9673	9,8	45
125	6163	14429	26,8	61
Кларк литосферы [92]	16	83	0,13	47

Паводки и половодья на р. Конвей (Северный Уэльс), дренирующей заброшенный рудник по добыче свинцово-цинковой руды, обуславливают загрязнение заливных пастбищ тяжелыми металлами [958]). Со времени прекращения горнорудных работ в р. Конвей поступило 15 тыс. т пустой породы, содержащей 43 т свинца, 104 т цинка и 1 т кадмия. Поступление загрязняющих веществ способствует их интенсивному накоплению не только в почвах, но и в листьях и корнях луговых растений (например, концентрации свинца в них достигали 230 мг/мг). В Рацибужском

повяте (районе) Польши выявлено загрязнение почв тяжелыми металлами (Pb, Zn, Cd, Cr, Ni, Cu), обусловленное их поступлением во время катастрофических наводнений 1997 г. [875]. Загрязнение в некоторых местах было настолько значительным, что земли были выведены из сельскохозяйственного оборота. Основным источником поставки металлов были территории ранее существовавших промышленных предприятий (по производству электродов, машиностроения, бытовой химии, кожевенные заводы и др.). В сельскохозяйственной растительности, выращиваемой на пойменных землях в районе г. Алис (Капская провинция ЮАР), орошаемых загрязненными водами из р. Тиуме, установлены повышенные уровни тяжелых металлов (особенно Cd и Pb) [841]. Загрязнение сельскохозяйственных пойменных почв некоторыми тяжелыми металлами, поступающими как из природных, так и техногенных источников, отмечалось в бассейнах рек Мульде и Эльба [1049]. Накопление свинца в почвах в окрестностях г. Санта-Маркес (шт. Айдахо, США) было обусловлено их периодическим затоплением [867]. Пойма р. Кларк Форк (шт. Монтана, США) испытывает воздействие рудника (здесь в 1955–1982 гг. добывали медь, серебро и золото), обусловленное поступлением техногенного осадочного материала с мест складирования отходов [944]. Авторами цитируемой работы отмечено активное вторичное минералообразование в отложениях поймы. В частности, на мелководьях в отложениях поймы формируются сульфаты (например, ярозит), феррогидрит, вторичные сульфиды, которые отличаются повышенными содержаниями As, Cu, Pb, Zn. Свинец, например, интенсивно концентрировался в ярозите. В Болгарии в почвах приречной полосы рек Огоста и Тимок шириной до 3 км установлены повышенные концентрации свинца, меди и цинка, что обусловлено их поступлением при орошении и затоплении речными водами, обогащенными металлами в результате флотации руд и попадания в реку дренажных вод хвостохранилища [466]. Установлено, что на степень загрязнения пойменных почв влияют частота затопления и полива, уровень эродированности территории и интенсивность эрозии. Наиболее высокими концентрациями металлов отличались аллювиально-луговые карбонатные почвы. Ртутное загрязнение почв (содержания ртути существенно выше 2,1 мг/кг) установлено в пойме р. Вятки (Кирово-Чепецкий район Кировской области) в районе комплекса предприятий, входивших ранее в состав Кирово-Чепецкого химического комбината (включая хлорно-щелочное производство с использованием ртути) [29]. Основным источником загрязнения почв в данном случае являлись загрязненные речные воды, выходящие из берегов во время половодья. Высшие растения, произрастая на загрязненных ртутью почвах, аккумулировали ее в своих органах и тканях. Достаточно интенсивное накопление Mn, Cu, Zn и Pb в почвах и выращиваемой на них сельскохозяйственной растительности отмечалось на орошаемых угодьях, расположенных на пойме р. Северский Донец [447, 615]. Увеличение валовых содержаний Zn, Pb, Cr и Mn, наблюдаемое в почвах пойм малых рек, расположенных в южной части Ханты-Мансийского автономного округа (бассейн Верхней Оби), объясняется поступлением взвешенных наносов в периоды весенних половодий [14].

На пойме р. Москвы ниже г. Москвы, где речные воды длительное время использовались для орошения сельскохозяйственных угодий, в почвах фиксировались повышенные уровни тяжелых металлов [504]. Наиболее интенсивно концентрировались Ag, W, Zn, Cu, Pb, Sb, Cr, средние значения коэффициентов концентрации K_C которых (относительно фоновых уровней) варьировались в пределах 3–11. Показательно, что для ряда металлов установлены очень интенсивные аномалии подвижных форм: Cu ($K_C=76$), Zn (23), Ni (17), Pb (23), что свидетельствует о поступлении указанных элементов в агроландшафты в подвижных, усвояемых растениями, соединениях. Это привело к их накоплению, например, в капусте, в которой средние концентрации некоторых металлов в 2–3 раза превышали фоновые уровни. Аналогичные факты установлены А.И. Ачкасовым [28] для орошаемых сельскохозяйственных почв поймы р. Пахры ниже г. Подольска (Московская область), где установлены повышенные концентрации олова (K_C относительно неорошаемых почв 6,5), свинца (2,7), серебра и меди (2,4), цинка (1,9). Некоторые из металлов в повышенных (относительно фона) концентрациях накапливались в капусте. Как правило, наиболее резко в почвах пойм концентрировались химические элементы, отличающиеся высокими содержаниями в донных отложениях (техногенных илах) р. Пахры, вода которой использовалась для орошения. Орошение загрязненными водами вызывало существенное изменение реакции почв – сильнокислая реакция

почвенного раствора ($pH = 4,4$) сменялась слабокислой и даже щелочной ($pH = 5,7-6,2$). В Армении использование для орошения агроземель загрязненных стоками Алавердского горно-металлургического комбината (АГМК) вод р. Дебед привело к загрязнению почв и изменению показателей их плодородия [150]. Работами сотрудников ИМГРЭ и МОМГЭ ИМГРЭ (Ю.Е. Сает, С.Ш. Саркисян, Р.С. Смирнова и др.), выполненными в середине 1980-х гг., было установлено, что в сельскохозяйственных почвах, орошаемых водами р. Дебед, накапливается широкий круг химических элементов. В период исследований воды реки характеризовались высокими концентрациями многих элементов (табл. 318). Интенсивное накопление их установлено в донных отложениях р. Дебед ниже сброса сточных вод АГМК (табл. 319). Очень высокие концентрации металлов наблюдались в осадочном материале поливных (речных) вод (табл. 320). Установлено очень высокое удельное содержание металлов во взвеси в подвижных формах, что увеличивает геохимическую подвижность и потенциальную способность элементов поглощаться растениями.

Таблица 318. Содержание химических элементов в водах р. Дебед, мкг/л

Химический элемент	Среднее, р. Дебед	Среднее в реках мира [135]
Медь	450	7
Цинк	380	20
Мышьяк	40	1,4
Молибден	5	1
Серебро	0,1	0,2
Кадмий	3	0,2
Сурьма	8	1
Свинец	70	1
Висмут	0,4	< 0,01*

* По [1092].

Таблица 319. Содержание химических элементов в донных отложениях р. Дебед, мг/кг

Химический элемент	Среднее, р. Дебед до сброса стоков АГМК *	Среднее, р. Дебед ниже сброса стоков АГМК	Кларк литосферы [92]
Медь	120	1891	47
Цинк	200	1600	83
Мышьяк	–	160	1,7
Молибден	2	22	1,1
Серебро	0,08	0,4	0,07
Кадмий	–	13	0,13
Сурьма	–	35	0,5
Свинец	40	292	16
Висмут	–	1,6	0,009

* Повышенные концентрации некоторых элементов относительно кларка литосферы объясняются расположением р. Дебед в пределах горнорудной геохимической провинции.

Таблица 320. Тяжелые металлы в осадочном материале оросительных вод, мг/кг

Металл	Валовое содержание (K_C) *	Подвижные формы (K_C)	Кларк литосферы [92]
Никель	40 (0,7)	11 (4,4)	58
Медь	1000 (12,5)	310 (84)	47
Цинк	810 (6)	72 (7,5)	83
Кадмий	3 (6)	1,2 (6)	0,13
Свинец	140 (4)	11 (7)	16

* В скобках K_C – коэффициент концентрации относительно местного фона. Осадочный материал отбирался из канав, по которым речные воды подаются на орошение (в сущности, состав его близок составу речной взвеси).

Высокие концентрации химических элементов в воде и взвесах реки обусловили их повышенное поступление на сельскохозяйственные земли и интенсивное накопление в орошаемых загрязненными речными водами почвах (табл. 321). Особенно интенсивно в почвах накапливались Cu и Cd, в меньшей степени Pb, Ni, Zn. Достаточно значимым было накопление в почвах подвижных форм почти всех изученных металлов. Например, уровни содержания подвижных форм меди

превышали ПДК в 5–20 раз. В растениях, выращиваемых на орошаемых речными водами почвах, выявлено значительное (по сравнению с фоном) накопление некоторых металлов.

Таблица 321. Тяжелые металлы в почвах, орошаемых загрязненными водами р. Дебед, мг/кг

Участок	Никель		Медь		Цинк		Кадмий		Свинец	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
Шнох	58	4,2	292	28,6	192	8,6	1,1	0,6	52	6
Чочкан	50	1,4	186	5,2	188	15	0,6	0,19	50	2,
Арчис	50	4,8	728	102	340	39	1,5	1,2	130	5,3
Баграташен	40	4,3	630	103,3	463	49,6	2,6	1,2	122	6,6
Местный фон	56	2,5	80	3,7	138	9,6	0,5	0,2	38	1,5

Примечание. I – валовое содержание, II – содержание подвижных форм.

Пойма р. Инсар ниже г. Саранска интенсивно используется в сельском хозяйственных целях (овощеводство, кормовые культуры и др.) с применением для орошения загрязненных речных вод. Установлено, что в пахотном горизонте почв на участках орошения в повышенных содержаниях аккумулируются Cd, Pb, Mo, Tl, Sn, Sr, Cu, Ni, Zn, K_C которых относительно агропочв, расположенных в верховьях реки, в среднем составляют 1,5–3, максимальные значения K_C для некоторых из них достигают 5–6 [63]. Это указывает на возможность их поступления в агро растения. Действительно, уровни содержания тяжелых металлов в капусте, выращиваемой на почвах, расположенных ниже Саранска и орошаемых водами Инсара, заметно превышали концентрации, установленные для участков поймы выше города. Высокие содержания элементов были обнаружены в свекле сахарной (Ni, Zn, Cd), в кабачке (Ni, Cd), в тыкве (Ni, Pb). Достаточно интенсивно в указанных растениях накапливался Mo (табл. 322). Наиболее резкое биоконцентрирование установлено для Cd, Mo, Pb, Ni и Zn, причем для Cd и Ni (в разных растениях) уровни содержания приближались к значению ПДК (табл. 323). Кадмий и молибден – элементы, которые в очень высоких уровнях содержатся в техногенных илах р. Инсар; Ni – присутствует в илах в повышенных концентрациях и в аномальных количествах в речных водах; свинец – длительное время являлся одним из ведущих поллютантов атмосферного воздуха, поставка которого осуществлялась с выбросами стекольного производства электролампового завода, расположенного в северной части Саранска.

Таблица 322. Тяжелые металлы в листьях капусты, пойма р. Инсар в окрестностях Саранска, мг/кг [63]

Участок (кол-во проб)	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Pb
Выше города (10)	0,08	0,23	2,2	0,009	0,004	0,10
Ниже города (15)	0,13	0,31	2,95	0,04	0,026	0,24
K_C	0,3	1,4	1,3	4,4	6,5	2,4
$K_{ПДК}$	0,3	0,03	0,3	–	0,9	0,5

Примечание. Здесь и в табл. 323: K_C – коэффициенты концентрации относительно значений выше города; $K_{ПДК}$ – коэффициенты концентрации относительно предельно допустимой концентрации; содержания даны на сырую массу.

Таблица 323. Тяжелые металлы в агропродукции, выращиваемой на пойме р. Инсар ниже Саранска [63]

Металл	Свекла сахарная (корнеплод)			Кабачок (съедобная часть)			Тыква (съедобная часть)		
	мг/кг	K_C	$K_{ПДК}$	мг/кг	K_C	$K_{ПДК}$	мг/кг	K_C	$K_{ПДК}$
Никель	1,01	–	2,02	0,48	–	0,96	1,16	–	2,32
Медь	1,69	1,9	0,17	0,78	–	0,08	0,6	0,7	0,06
Цинк	9,38	2,4	0,94	4,86	–	0,49	2,84	1,1	0,28
Молибден	0,22	5,9	–	0,13	–	–	0,4	12	–
Кадмий	0,034	6	1,13	0,003	1	0,1	0,014	3,5	0,47
Свинец	0,21	1,5	0,42	0,17	2,4	0,34	0,25	2,5	0,5

Примечание. Объем каждой выборки – 10 проб.

Изучение в пределах поймы Инсара химического состава грунтовых и питьевых вод, отобранных в колодцах, из индивидуальных неглубоких скважин и из колонок централизованного

водоснабжения, указывает на их явное техногенное загрязнение (табл. 324, 325). Если повышенные концентрации некоторых изученных ингредиентов в пробах воды из колонок централизованного водоснабжения связаны с процессами химической трансформации водоносных горизонтов карбона, вызванных усиленной их эксплуатацией для водоснабжения г. Саранска и его пригородов [754, 788], то загрязнение грунтовых вод (особенно колодцев) соединениями азота, фосфора, сульфатами, хлоридами, в определенной мере никелем и кадмием явно обусловлено как инфильтрацией русловых вод Инсара в борта долины, так и использованием речных вод для орошения угодий, расположенных на пойме. Наблюдаемые в некоторых случаях высокие концентрации цинка могут быть, отчасти, объяснены использованием оцинкованных труб и ведер.

Таблица 324. Химический состав грунтовых и питьевых водах в населенных пунктах поймы Инсара [63]

Показатель	Колодцы	Скважины	Колонки	Фон	ПДК
Фтор	0,4–1,4	0,3–1,8	0,3–2,0	0,2	0,7–1,5
NH_4^+	0,05–0,67	0,18–0,92	0,72–0,74	0,5	2,6
NO_2^-	0,002–0,09	0,005–0,025	0,005–0,02	0,02	3,3
NO_3^-	2–800	1,2–27	0,5–2	1,5	45
PO_4^{3-}	0,05–1,7	0,05–0,06	0,05–0,14	0,05	3,5
SO_4^{2-}	120–600	–	120–160	15	500
Cl^-	96–174	–	120–130	10	350
Цинк	7–27	5–250	2–6	15	1000
Никель	24–77	26–36	28–47	3	100
Кадмий	0,0–0,30	0,0–0,28	0,0–0,25	0,2	1

Примечание. Металлы – в мкг/л, прочие – в мг/л; прочерк – данные отсутствуют; фон – в местных поверхностных водах.

Таблица 325. Химический состав воды колодцев, расположенных на пойме р. Инсар ниже очистных сооружений (ГОС) г. Саранска (металлы в мкг/л, остальные – в мг/л) [63, 703]

Компонент	Река Инсар 0,5 км ниже ГОС	Колодцы, ниже ГОС			Фон	ПДК
		1 км	5 км	10 км		
NH_4^+	8,96	0,55	0,62	0,23	0,5	2,6
NO_2^-	0,003	0,009	0,040	0,038	0,002	3,3
NO_3^-	2,8	216	370	160	1,5	45
PO_4^{3-}	8,41	1,70	0,55	2,75	0,05	3,5
SO_4^{2-}	146	400	600	300	15	500
Cl^-	219	150	175	120	10	350
Цинк	22	254	26,6	1313	15	1000
Никель	30	31,4	77,4	33,6	2,6	100
Кадмий	0,5	0,25	0,30	0,30	0,24	1

Следует отметить, что изменения состава грунтовых вод отмечаются в районе крупных животноводческих комплексов, сточные воды которых не только непосредственно сбрасываются в поверхностные водотоки, но и на соседние поля фильтрации (табл. 326). В западных районах США инфильтрационные воды на орошаемых землях характеризуются минерализацией до нескольких тысяч миллиграмм на литр и содержат нитраты в количестве около 50 мг/л; в них также обнаружены пестициды [861]. В пределах орошаемых массивов сельскохозяйственных земель в юго-западных штатах США в подземных водах были обнаружены 4 из 17 пестицидов, применяемых в земледелии; в отдельных местах уровень нитратов в грунтовых водах (колодцы и скважины) превышал 10 мг/л (стандарт для питьевых вод) [1048]. Загрязнение грунтовых вод хлоридами (местами до 1000 мг/л) в долине Рейна ниже г. Базеля было обусловлено сбросами рассолов из калийных шахт Эльзаса [1050]. По данным [80], в грунтовых водах орошаемых массивов обнаруживались повышенные концентрации мочевины, некоторых пестицидов и гербицидов, а также нитратов, содержания которых в вегетационный период превышали допустимые уровни в 2–8 раз. Автором цитируемой работы показано, что около 10–20% азота удобрений в основном в форме нитратов при инфильтрации поливных вод и атмосферных осадков в конечном счете достигает грунтовых вод.

Таблица 326. Химический состав поверхностных и грунтовых вод в районе свиноводческого комплекса «Кузнецовский» (Московская область), мг/л [667]

Компонент	Ручей, принимающий сток комплекса	Колодец на пойме	Фоновый водоток
pH	6,75	6,00	7,91
Окисляемость	10,4	3,8	4,5
Cl ⁻	83,5	52	10
SO ₄ ²⁻	51	52	15
HCO ₃ ⁻	285,5	61	293,9
NO ₃ ⁻	8,0	30	2
NO ₂ ⁻	0,13	0,9	0,02
Na ⁺	63,5	12	12,6
K ⁺	8,5	1	1
Ca ²⁺	71,5	49	68,3
Mg ²⁺	19,5	12	17,3
NH ₄ ⁺	0,15	0,8	0,5
H ₂ SiO ₄	21	45	15,3
Минерализация	612	314	433
Фтор	0,4	0,6	0,2
Мышьяк	0,003	0,002	0,001
Цинк	0,015	0,020	0,010
Селен	0,0005	0,0001	0,000074
Ртуть	0,002	0,0004	< 0,0001

Река Эльба в течение многих лет загрязнялась ртутью в результате деятельности различных предприятий и особенно хлорно-щелочных заводов, расположенных на ее притоках (Заале и Мул-

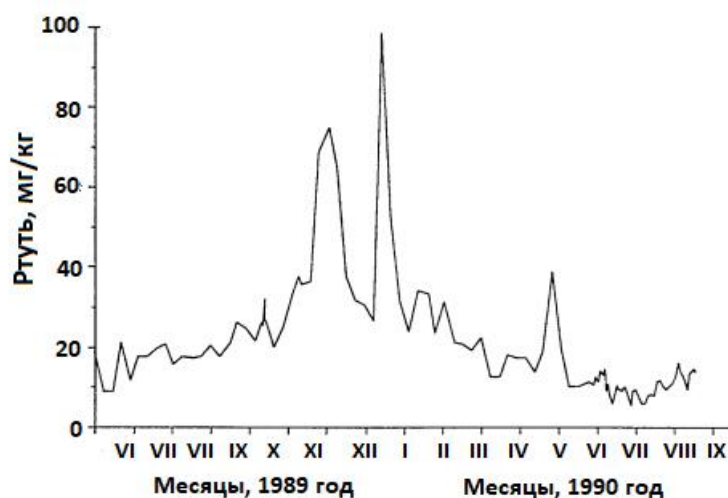


Рис. 106. Ртуть во взвешенном веществе р. Эльбы (еженедельное опробование с июня 1989 по сентябрь 1990 г.) [1078].

де) в пределах быв. ГДР [898, 1005, 1078]. Средние концентрации ртути во взвеси р. Эльбы оценивались в 30 мг/кг, максимальные достигали 150–157 мг/кг (при фоновых уровнях в 0,4 мг/кг). В результате половодий и паводков осадочный материал с высокими содержаниями ртути поступал на пойму (рис. 106), что обусловило накопление металла в пойменных почвах. Речная взвесь отличалась также повышенными концентрациями Cr, Cd, Cu и Zn [868]. Ниже Гамбурга (примерно 400 км ниже от впадения притоков, по которым осуществлялась основная техно-

генная поставка ртути в Эльбу) концентрации общей ртути в речных отложениях достигали 12 мг/кг, метилртути – 35 мкг/кг [942]. Пойменные почвы р. Эльбы отличаются и повышенными уровнями Zn, Cu и Pb [888]. Имеющиеся данные свидетельствуют о том, что устойчивость загрязнения, обусловленного орошением загрязненными водами может быть очень велика. Так, В.В. Ермаковым и др. [187] в древних орошаемых сероземах поймы р. Сок (Южная Фергана, Киргизия), протекающей в пределах природной ртутной биогеохимической провинции, были обнаружены концентрации ртути до 0,51–1,56 мг/кг (при ее фоновых уровнях в 0,07–0,17 мг/кг).

В особых условиях разливы загрязненных рек и широкое использование загрязненных речных вод для орошения пойменных сельскохозяйственных угодий способствуют формированию экстремальных экологических ситуаций. Примером является пойма р. Нуры ниже г. Темиртау. Как указывалось выше, данный регион отличался интенсивным загрязнением ртутью, которая длительное время и в значительных количествах (до 60–70 т в год) использовалась (как катализатор)

на заводе «Карбид» при производстве ацетальдегида [672, 673, 675, 676, 677]. По оценкам, за все время функционирования ацетальдегидного производства до 500 т ртути поступило в составе сточных вод в р. Нуры, значительная часть которой аккумулировалась в техногенных илах и в пойменных почвах. Вода (с высокими содержаниями ртути в растворе и взвеси) из Нуры и созданных на ней водохранилищ длительное время использовалась для орошения расположенных на пойме сельскохозяйственных угодий, приусадебных участков сельских поселений, огородов дачных поселков. Некоторые сельские поселения снабжаются водой из грунтовых горизонтов, приуроченных к аллювиальным отложениям. Интенсивное применение загрязненных речных вод для орошения сельскохозяйственных угодий обусловило поступлением ртути в пойменные ландшафты. Значимое количество металла, безусловно, поступало в пределы поймы и при разливах р. Нуры (особенно в половодья).

Увлажненность атмосферными осадками данного района невелика. Большая часть их испаряется, поэтому запасы влаги в корнеобитаемых слоях почв незначительны. В среднем здесь выпадает в год 200–300 мм осадков, существенная часть которых приходится на вегетационный период. Однако этого количества недостаточно для нормального роста и развития растений. Частое проявление засух еще более ухудшает влагообеспеченность растений. Этим и вызвано развитие в бассейне Нуры орошаемого земледелия, особенно на пойменных землях, используемых для выращивания овощей и кормовых культур. Непосредственно ниже г. Темиртау для этих целей создана Самаркандская оросительная система, включающая левобережную (эксплуатируется с 1941 г.) и правобережную (с 1944 г.) части. В конце 1980-х гг. площадь сельскохозяйственных земель, обслуживаемых данной системой и соответственно орошаемых загрязненными речными водами, составляла около 2460 га. Значительные массивы орошаемых земель расположены в долине реки Нуры ниже по течению (более 14 тыс. га [155]). В вегетационный период из реки и созданных на ней водохранилищ на орошение забиралось до 60–70 млн. м³ воды. Основной способ орошения – дождевание с помощью поливальных машин. Вода подавалась по трубопроводам и арыкам. Естественно, что поступлению загрязненных речных вод на пойму способствовали также половодья и паводки. К долине Нуры приурочены в основном почвы лугового ряда – луговые, лугово-каштановые и аллювиально-луговые, имеющие гумусность от 2 до 4,3%, иногда больше. Лугово-каштановые почвы часто характеризуются проявлением солонцеватости [267]. В типичных каштановых почвах на глубине 50–60 см отчетливо выделяется иллювиальный карбонатный горизонт В [240], причем в солонцеватых разновидностях почв наблюдается заметное перемещение илистой фракции из верхнего горизонта в указанный горизонт, который, особенно у солонцеватых разновидностей, имеет плотное сложение и отличается наиболее низкой пористостью.

Для выявления изменений в состоянии агроландшафтов поймы Нуры в 1986 г. был выполнен комплекс исследований по изучению распределения ртути в почвах и сельскохозяйственных растениях в пределах хозяйств, расположенных в долине реки выше (местный фон) и ниже (зона техногенного загрязнения) г. Темиртау [672, 676, 1081]. Исследования осуществлялись в пределах двух участков, расположенных на правобережной пойме р. Нуры. Первый участок находился в долине реки в 30–35 км выше г. Темиртау (местный фон, орошение незагрязненными речными водами); второй – примерно в 10–15 км ниже города (орошение загрязненными речными водами). Они включали: 1) Изучение распределения растворенных и взвешенных форм ртути в речных, оросительных и дренажных водах. Всего исследовано по 10 проб из оросительных и дренажных систем на участке ниже города (разовое опробование) и 16 проб воды из реки Нуры на участке выше города (наблюдения велись на двух створах в течение 8 дней подряд). 2) Изучение распределения ртути в пойменных ландшафтах, орошаемых речными водами. На участке орошения загрязненными речными водами исследования проводились на специально выбранных 20 агроплощадках размером 50 x 50 м, расположенных на полях с различными сельскохозяйственными культурами. На каждой агроплощадке (по относительно равномерной сетке) было отобрано по 21 пробе верхнего (пахотного) слоя почв и по 10 проб соответствующих видов сельскохозяйственной продукции. На 5-ти агроплощадках изучено вертикальное распределение ртути в почвенном разрезе (опробовался каждый 5-ти см слой почвенной толщи до глубины 1,4–1,6 м). В пределах поймы, орошаемой незагрязненными речными водами, аналогичное опробование было выполнено на

10 площадках, на трех из них изучено вертикальное распределение ртути в профиле почв. 3) Изучение распределения ртути в огородных почвах (40 проб) и свекле столовой (20 проб) в пределах дачного поселка, расположенного непосредственно ниже г. Темиртау и использующего загрязненные речные воды для орошения. 4) Исследование распределения паров ртути в приземном слое атмосферного воздуха изученных участков поймы, которое осуществлялось с помощью серийного анализатора АГП-01. Небольшой объем полевых исследований на пойме выше и ниже г. Темиртау также был выполнен в 1997 г.

Уровни содержания ртути в водах р. Нуры, используемых для орошения угодий, расположенных выше г. Темиртау, в целом соотносятся с известными фоновыми параметрами распределения ее в речных водах, хотя, что вполне закономерно, в отдельные дни фиксировались относительно повышенные концентрации. Средняя концентрация растворенных форм ртути в водах Нуры выше города составляла 0,08 мкг/л, взвешенных форм – 0,06 мкг/л, валовое содержание – 0,14 мкг/л. Детальные исследования, выполненные в 1987–1988 гг., показали, что в воде реки на 30–40 км участке ниже Темиртау уровни содержания ртути значительно превышали местный фон и варьировались в пределах 0,87–2,88 мкг/л (растворенные формы), 0,07–1,31 мкг/л (взвешенные формы), 1,76–4,19 мкг/л (валовое содержание). Отметим, что по имеющимся данным в 1950–1970-е гг. концентрации ртути в водах Нуры достигали 100–300 мкг/л. Изучение распределения ртути в воде оросительно-дренажных систем также свидетельствует о достаточно высоких ее содержаниях, которые существенно превышают фоновые уровни (табл. 327). Показательно, что дренажные воды закономерно отличаются меньшим содержанием ртути, нежели воды оросительные, что, несомненно, обусловлено депонированием определенного количества металла в пойменных ландшафтах. Сравнение уровней содержания ртути показывает, что около 21–22% от общего количества металла, поступающего с оросительной водой в пойменные ландшафты, так или иначе задерживается в них.

Таблица 327. Средние (пределы) содержания ртути в воде оросительно-дренажных систем и на фоновых участках, мкг/л [676]

Место отбора проб	Растворенные формы	Взвешенные формы	Валовое содержание
<i>Оросительно-дренажная система ниже г. Темиртау</i>			
Оросительная система	0,83 (0,50–1,00)	0,11 (0,09–0,14)	0,94 (0,62–1,09)
Дренажная система	0,65 (0,50–0,90)	0,10 (0,08–0,11)	0,75 (0,61–1,01)
<i>Фоновый участок</i>			
Верховья р. Нуры	0,08 (0,04–0,16)	0,06 (0,04–0,09)	0,14 (0,08–0,25)

Каждый полив вносит в почву от 10 до 100 мм воды, влажность почв во время полива резко увеличивается [267]. Известно, что при орошении часть поступающих вод перехватывается глубокими корнями растений; часть испаряется из подпочвенных горизонтов, подтягивается к дневной поверхности силами капиллярного поднятия, конденсируется, образуя подвешенные горизонты влаги; часть погружается в более глубокие слои, смыкаясь с кровлей грунтовых вод [155, 250, 267, 367]. Влага, проникающая в почвенные агрегаты, вытесняет свободный и сорбированный воздух, а взвешенные частицы (обычно обогащенные ртутью) поливной воды осаждаются на поверхности почвы, причем тонкие, особенно коллоидные частицы могут проникать в более глубокие горизонты почв. Газовый режим последних резко меняется. Фиксируется, в частности, снижение кислорода в слое 0–40 см с 20% до 8–17%, а содержание CO₂ увеличивается с 0,3–0,5% до 1,5–2 и даже до 4%. В более глубоких горизонтах почв не исключено формирование (хотя бы кратковременное) анаэробных (глеевых) условий, когда при разложении органических остатков могут образовываться органические кислоты и фенольные соединения [185]. При обработке угодий сельскохозяйственными машинами (вспашка, культивация, боронование и др.) в условиях орошения наблюдается развитие слитизации почв, при этом верхний слой их становится гидрофильным и сильно набухающим. Колеса сельскохозяйственных машин способствуют повышению объемной массы, уменьшению пористости и снижению воздухопроницаемости почв [890]. Постоянное чередование осушения-промачивания, нагревания-охлаждения, промерзания-оттаивания обуславливает физи-

ческое выветривание минералов почв. Отмечается разрушение структуры верхнего горизонта почв. Почвенные (особенно коллоидные) частицы перемещаются гравитационным потоком вертикальной фильтрации и локально накапливаются на повторяющейся при каждом поливе глубине промачивания, где формируется уплотненный малопроницаемый горизонт, расположенный, как правило, на глубине 40–60 см (т. е. в пределах карбонатного горизонта каштановых почв или в его верхней части). Этому также способствует периодическая обработка почв тяжелыми машинами. При орошении заметно интенсифицируются процессы химического выветривания, гидролиз, реакции поглощения, вытеснения и обмена катионов. Происходит накопление солей и вторичное засоление почв, что сопровождается дополнительным уплотнением почвы, увеличением содержания мелкодисперсных частиц, их цементацией. Отмечается уменьшение буферности верхнего слоя почв [554]. Фиксируется вынос подвижного органического вещества из верхних горизонтов в нижние [186]. Общее содержание гумуса снижается [231]. В его составе начинают преобладать фульвокислоты, а относительная доля гуминовых кислот уменьшается [145]. Есть сведения, что на орошаемых каштановых почвах минерализация гумуса может увеличиваться в 1,6–2 раза, а гумификация органических остатков в 1,6–2,5 раза [36]. При поливах заметно возрастает щелочность, рН увеличивается в момент полива на 0,5–2 интервала. Определенные изменения происходят и в валовом химическом составе верхнего (пахотного) горизонта почв, причем для техногенно измененных и загрязненных почв они выражены более значительно, главным образом, за счет снижения доли кремнезема и роста содержания органических веществ (табл. 328). Особенно разнятся почвы по уровням содержания ртути.

Таблица 328. Химический состав верхнего слоя (0–10 см) почв в окрестностях г. Темиртау

Компонент	Жилой район		Территория химического завода			Орошаемые почвы *		Фоновые (каштановые) почвы
	западный	восточный	юг	центр	север	I	II	
SiO ₂	55,08	54,00	73,61	56,60	49,36	64,55	58,82	65,73
TiO ₂	0,34	0,54	0,28	0,39	0,61	0,59	0,66	0,66
Al ₂ O ₃	7,40	10,00	7,44	8,00	9,57	12,17	11,65	13,00
Fe ₂ O ₃	0,87	4,10	1,46	2,33	3,18	3,98	4,83	3,06
FeO	2,37	1,44	2,16	0,86	1,51	1,44	1,22	1,80
MnO	0,09	0,12	0,09	0,10	0,12	0,11	0,18	0,16
CaO	12,46	6,54	3,86	11,55	8,36	1,52	1,98	2,65
MgO	0,90	1,90	0,80	1,00	1,40	1,70	1,80	2,30
Na ₂ O	1,20	1,20	1,35	1,10	1,05	1,40	1,45	1,00
K ₂ O	1,70	1,95	1,70	1,80	1,95	2,50	2,40	2,35
P ₂ O ₅	0,13	0,17	0,17	0,13	0,15	0,14	0,33	0,11
H ₂ O ⁺	0,60	3,04	0,84	1,42	2,60	2,06	2,38	1,58
S	0,12	0,57	0,18	0,20	0,20	0,10	0,12	0,10
ППП **	16,86	15,00	5,50	14,13	20,16	7,75	11,66	6,50
CO ₂	8,58	3,08	1,98	7,26	4,62	0,66	0,66	1,72
Hg, мг/кг	2	1	100	400	150	0,07	0,78	0,02

* I – выше города; II – ниже города. ** Потери при прокаливании.

В фоновых орошаемых почвах концентрации ртути сравнительно невелики и незначительно отличаются от уровня содержаний в природных разновидностях местных каштановых и лугово-каштановых почв, превышая их в среднем в 2–4 раза (при довольно однородном площадном распределении) (табл. 329). Подобное увеличение содержаний ртути в верхнем горизонте сельскохозяйственных почв, расположенных в долине р. Нуры выше г. Темиртау, может быть, во-первых, связано с влиянием промышленных выбросов предприятий города (химического и металлургического заводов) и пос. Актау (крупный цементный завод), расположенных в 20–30 км от исследуемых агроплощадок. (Известно, что цементные заводы являются источниками поставки в среду обитания ртути [727].) Во-вторых, не исключена вероятность наличия остаточных количеств ртути в результате применения в данном районе ртутьсодержащего ядохимиката (гранозана). В-третьих, хорошо известно, что уровни содержания ртути в почвах прямо коррелируют с содержанием в них органических веществ [219]. Пахотные горизонты исследуемых почв более обогащены (по срав-

нению с зональными фоновыми почвами) органикой. Слабоповышенные уровни этого металла в почвах неорошаемого пастбища указывают, судя по всему, на определенное преобладание аэрогенного поступления ртути в агропочвы. Таким образом, уровни ртути в почвах местных «фоновых» агроландшафтов, расположенных на пойме р. Нуры выше г. Темиртау, незначительно превышают природные концентрации, причем эти превышения не связаны с используемым для полива речными водами и не приводят к поступлению данного тяжелого металла в сельскохозяйственную продукцию

Таблица 329. Ртуть в верхнем горизонте орошаемых почв на фоновых участках, мг/кг [672, 676]

Выращиваемая культура	Среднее	Пределы	Коэффициент вариации, %
Свекла кормовая	0,054	0,04–0,08	17
Кукуруза на силос	0,046	0,03–0,07	35
Морковь	0,052	0,04–0,08	25
Картофель	0,026	0,01–0,05	58
Овес кормовой	0,032	0,02–0,04	47
Смородина	0,034	0,02–0,06	41
Яблоневый сад	0,023	0,01–0,03	39
Общая выборка	0,038	0,01–0,08	44
Неорошаемое пастбище	0,025	0,015–0,040	38

Примечание. Во всех растениях в пределах фоновых участков концентрации ртути были ниже предела обнаружения ($< 0,05$ мг/кг сухой массы); региональный фон ртути в местных почвах – $0,01$ мг/кг.

Принципиально иная ситуация наблюдается в агроландшафтах, расположенных на пойме р. Нуры ниже г. Темиртау и длительное время орошаемых загрязненными речными водами (табл. 330). Как видим, в пределах всех изученных площадок в верхнем слое почв фиксируются высокие концентрации ртути, которые превышают ее уровни в естественных почвах в 40–60 раз, а уровни в фоновых орошаемых почвах – в 10–20 раз, причем максимальные значения K_c достигают соответственно 90–100 и 30–35, т. е. орошение угодий загрязненными речными водами привело к накоплению в верхнем горизонте почв значительных количеств ртути. В то же время, исходя из данных об уровнях содержания ртути в речных водах и в речной взвеси (особенно в прошлые годы) следовало бы ожидать еще более интенсивного концентрирования ее в пахотных почвах. Более того, сравнение концентраций ртути в верхнем горизонте орошаемых почв с данными по распределению ртути в верхнем слое почв участков естественной степи, расположенных в пределах поймы Нуры, но не подверженных орошению и регулярному (в половодья и поаводки) затоплению (т. е. для них основное значение явно имеет атмосферное поступление ртути – в составе промышленных выбросов, при улетучивании из орошаемых почв, при дегазации из речной воды и т. п.), показало, что интенсивность накопления этого металла в первом случае в среднем лишь в 2–3 раза выше, нежели во втором, хотя орошаемые почвы подвергались в течение длительного времени воздействию сильно загрязненных речных вод. Однако эти противоречия находят объяснение и связаны с характером водного режима и физико-химическими особенностями орошаемых почв и, соответственно, с поведением ртути в почвенном профиле. Во-первых, известно, что при прочих равных условиях уровни содержания химических элементов (включая ртуть) в пахотных горизонтах почв обычно среднее в 2–4 раза ниже, чем в непашотных (природных). Это обуславливается не только регулярным искусственным перемешиванием почвы (вариации концентрации ртути в пахотных почвах заметно слабее, нежели в верхнем слое природных почв), но и более интенсивным выносом элементов в составе поверхностного стока (особенно при развитии ирригационной эрозии), с инфильтрующимися водами, при ветровой эрозии (выдувание тонких частиц, обогащенных ртутью), а также с отчуждением определенных ее количеств с урожаем.

Во-вторых, установлено, что ртуть из верхних горизонтов почв теряется в виде паров. Ее потери особенно возрастают с повышением температуры и щелочности почв [219]. Как отмечалось выше, при поливах фиксируется заметное возрастание щелочности орошаемых почв, что может способствовать улетучиванию определенной части поступающей с оросительными водами ртути. В жаркую погоду (что типично для летних условий данного региона) этот процесс может интенсифицироваться, особенно, очевидно, в период полива. Замеры паров ртути в приземном слое (до

1,5 м от дневной поверхности) атмосферного воздуха над орошаемой почвой показали, что их концентрации достигали 110–150 нг/м³ (т. е. 0,3–0,5 ПДК). Интенсивное улетучивание этого металла из почв подтверждается экспериментальными исследованиями, в том числе в условиях, имитирующих орошение [945]. По данным [47], в воздух за теплый период года переходит около 60% ртути, искусственно вносимой в почву. Эмиссия ртути из загрязненных (при разливах реки) почв (содержание ртути около 10 мг/кг) поймы р. Эльбы в районе г. Маршакта (Германия) наблюдалась (25 августа 1995 г.) в нативных условиях с использованием специальных камер, причем ее темпы оценивались в среднем в 43 нг/м²/час [1075]. Показательно, что эмиссия ртути из почв в атмосферу заметно усиливалась в период дождя – концентрации ее паров в приземном слое воздуха на уровне 10 см увеличивались с 10–15 (в сухой период) до 30–35 нг/м³ (в период дождя) [1074]. Наиболее интенсивно, как установлено в экспериментах, ртуть улетучивается из песчаных почв с невысоким содержанием органических веществ и низкой емкостью катионного обмена; наименьшей улетучиваемостью ртути отличались глинистые почвы с высоким содержанием органического вещества и высокой емкостью катионного обмена [1036]. Из использованных в эксперименте соединений ртути наиболее устойчивым был сульфид ртути (интенсивность эмитирования ртути в воздух за 144 часа эксперимента составила 0,2% от общего запаса металла в почвах), затем следовал оксид ртути (19,6 и 6,4% соответственно); наиболее активно ртуть улетучивалась при использовании хлорида ртути (38,3 и 14,2% соответственно). В целом миграция паров ртути в атмосферу считается важным фактором ее удаления из верхнего слоя загрязненных почв долины Эльбы [1072].

Таблица 330. Ртуть в верхнем горизонте почв сельскохозяйственных угодий, орошаемых загрязненными водами из р. Нуры (ниже г. Темиртау), мг/кг [672, 676]

Площадка, сельскохозяйственная культура	Пределы колебаний	Среднее	Коэффициент вариации, %	K_C относительно фона в орошаемых почвах	K_C относительно фона в естественных почвах
1, морковь семенная	0,30–0,60	0,44	18	11,6	44
2, морковь семенная	0,25–0,45	0,335	47	8,8	33,5
3, морковь семенная	0,60–0,90	0,78	13	16,2	61,5
4, морковь	0,40–0,90	0,615	25	16,2	61,5
5, картофель	0,40–0,50	0,48	8	12,6	48
6, картофель	0,10–0,30	0,385	60	9,6	36,5
7, картофель	0,10–0,90	0,33	70	8,7	33
8, картофель	0,20–0,50	0,42	27	11,1	42
9, картофель	0,30–0,90	0,69	28	18,2	69
10, капуста	0,40–0,90	0,592	33	15,8	59,2
11, капуста	0,40–0,90	0,61	28	16,1	61
12, помидоры	0,25–1,0	0,40	53	10,5	40
13, помидоры	0,10–0,40	0,175	52	4,6	17,5
14, огурцы	0,15–0,45	0,32	32	8,4	32
15, огурцы	0,40–0,90	0,64	21	16,8	64
16, свекла кормовая	0,10–0,50	0,38	8	10	38
17, кукуруза на силос	0,30–0,60	0,46	22	12,1	46
18, кукуруза на силос	0,50–0,90	0,59	23	15,5	59
19, кукуруза на силос	0,40–0,90	0,585	23	14,9	58,5
20, овес кормовой	0,20–0,50	0,375	31	9,9	37,5
21, овес кормовой	0,12–0,80	0,362	55	9,5	36,2
22, овес кормовой	0,50–0,90	0,67	24	17,6	67
23, смородина	0,45–0,60	0,545	10	14,3	54,5
24, смородина	0,30–0,90	0,56	37	14,7	56
25, смородина	–	0,50	–	13,2	50
26, вишня	0,40–0,60	0,485	12	12,8	48,5
27, вишневый сад	0,60–0,90	0,79	15	20,8	79
28, яблоня	0,30–0,80	0,448	34	11,8	44,8
29, яблоневый сад	0,25–0,70	0,525	28	13,8	52,5
30, люцерна	0,10–0,45	0,275	48	7,2	27,5
31, девственная степь	0,05–0,30	0,15	80	4	15

В-третьих, наличие гравитационного потока вертикальной фильтрации способствует миграции ртути в нижележащие слои почв и ее интенсивному накоплению, вероятнее всего, в пределах характерного для орошаемых разностей каштановых почв уплотненного горизонта, обладающего повышенной илистостью и более высокой емкостью поглощения. Известно также, что ртуть активно связывается с фульвокислотами, образуя фульватные комплексы при pH от 6 до 10 [219]. В присутствии фульвокислот резко возрастает растворимость водного оксида ртути, отмечается десорбция соединений данного металла из твердых частиц. Наличие повышенных количеств фульвокислот в составе гумуса, что характерно для исследуемых почв, способствует росту подвижности ртути и ее миграции с инфильтрующимися водами. Не исключена вероятность нисходящей миграции ртути и в составе коллоидных частиц, участвующих в формировании уплотненного карбонатного горизонта каштановых и лугово-каштановых почв.

Высказанные соображения подтверждаются данными о фактическом распределении ртути в профиле орошаемых загрязненными речными водами пойменных почв (рис. 107). Как видим, в двух почвенных разрезах (шурфах), заложенных на орошаемых участках (расстояние между ними – 5 км), наблюдается довольно сходное вертикальное распределение ртути с ярко выраженным максимум ее концентраций (до 20 мг/кг) в слое 25–55 см. Этот горизонт, представленный каштановым суглинком, бесструктурным, очень плотным, и отвечает уплотненному слою, который формируется в орошаемых почвах. Ниже уровня 45–55 см содержания ртути резко снижаются, хотя по-прежнему значительно превышают фоновые концентрации. Коэффициенты увеличения содержаний ртути в указанном уплотненном слое (по сравнению с верхним, пахотным слоем) составляют 4–22. Ориентировочные подсчеты показывают, что только на первых 20–25 км ниже г. Темиртау с этим горизонтом почв может быть связано от 9 до 24 т ртути.

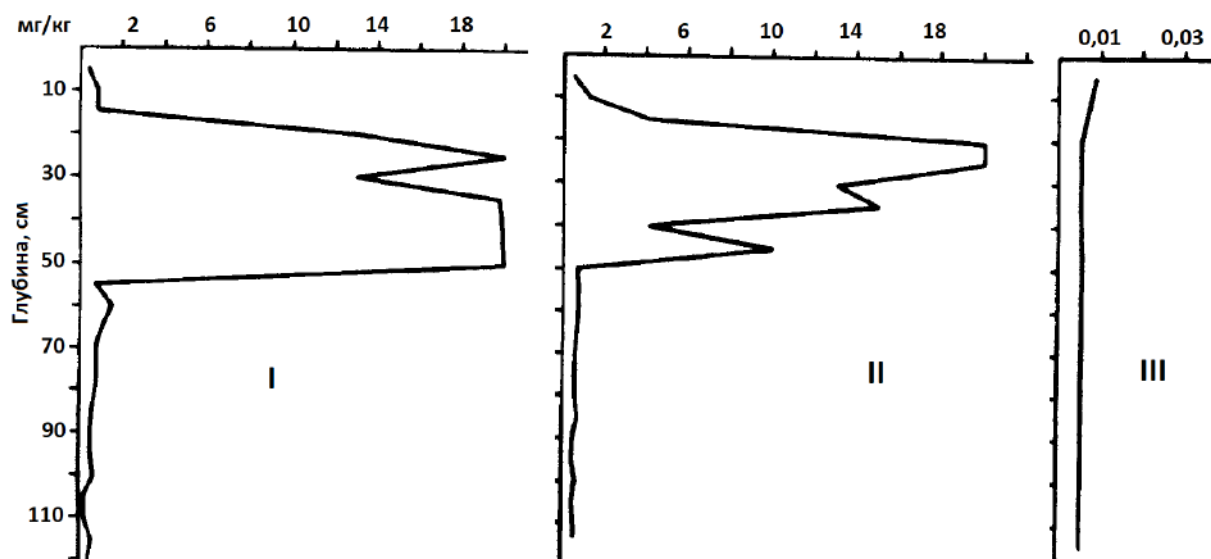


Рис. 107. Распределение ртути в профиле почв поймы р. Нуры [676].
I и II – почвы, орошаемые загрязненными речными водами; III – фоновая почва.

Характерно, что даже в условиях чрезвычайно интенсивного накопления ртути по всему профилю почв в указанном горизонте также фиксируются заметные максимумы содержания ртути (рис. 108). В данном случае вода на полив отводилась непосредственно из Главной канавы стоков, по которой сточные воды сбрасываются в р. Нуры; не исключена также возможность периодического затопления данного участка в паводки и при аварийных сбросах сточных вод. Характерно, что для фоновых орошаемых почв также прослеживается тенденция к повышенному концентрированию ртути в указанном горизонте (рис. 109), что вполне закономерно. В фоновых (естественных) условиях подобная закономерность не установлена (рис. 107, III). Действительно, многочисленные данные свидетельствуют о том, что в природных (фоновых) условиях ртуть обычно накапливается в верхнем (аккумулятивном) горизонте почв. Таким образом, при проведении приклад-

ных исследований в пределах ирригационных ландшафтов необходимо опробовать не только верхний горизонт почв, чем, как правило, нередко и ограничиваются, а выяснять характер вертикального распределения поллютантов в профиле почв.

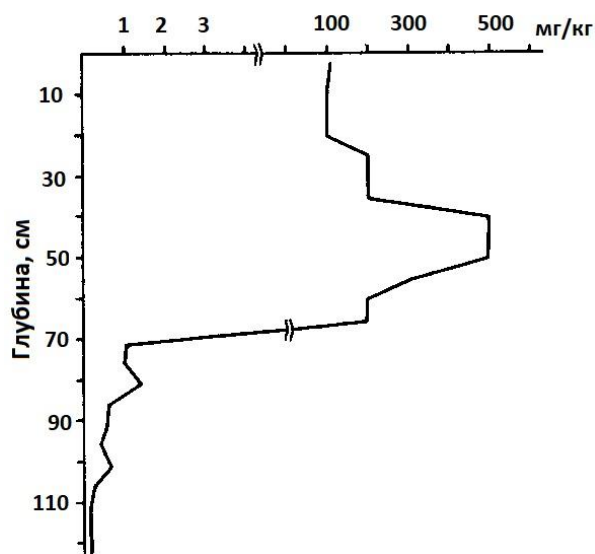


Рис. 108. Ртуть в профиле почв вблизи русла Главной канавы стоков, по которой осуществлялся сброс сточных вод г. Темиртау [676].

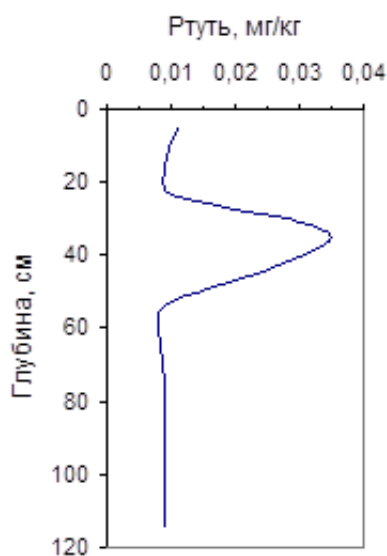


Рис. 109. Ртуть в профиле пойменных агропочв, орошаемых чистой речной водой (верховья р. Нуры).

Показательны данные, приводимые авторами [899], изучившими распределение ртути в почвах, орошаемых сточными водами с относительно невысокими ее содержаниями. Было установлено, что за 80-летний период орошения содержание металла в почвах возросло в 1,5–2 раза, причем наиболее активно он концентрировался не в верхнем, а в приповерхностном слое почв. Изучение распределения ртути в периодически заливаемых почвах поймы р. Ист-Форк-Поплар-Крик (известный район Ок-Риджа, шт. Теннесси, США), интенсивно загрязненных ртутью (концентрации до 15–2700 мг/кг), показало, что максимальные уровни металла были характерны для горизонтов 13–81 см [844].

Уровень накопления ртути в орошаемых почвах зависит не только от интенсивности загрязнения речных вод, но и от продолжительности периода полива, что подтверждается изучением ее распределения в почвах дачных участков, расположенных на правом крутом (коренном) берегу р. Нуры (табл. 331, рис. 110). Характерно, что в почвах, орошаемых загрязненными речными водами более длительный период, ртуть отличается более однородным распределением. Более низкие уровни ртути в почвах дачных участков в сравнении с почвами хозяйств, расположенных на пойме р. Нуры на загрязненных участках, объясняются использованием на дачных огородах заметных количеств привозных почвогрунтов с фоновыми (природными) концентрациями этого металла.

Таким образом, загрязнение, связанное с орошением загрязненными речными водами, прослеживается практически на всю глубину почвенного профиля, что не исключает возможность проникновения ртути в грунтовые воды. Наличие на небольшой глубине (достигаемой корнями многих растения и глубокой вспашкой) горизонта с экстремально высокими

концентрациями этого металла свидетельствует о вероятности его поглощения в значительных количествах сельскохозяйственными растениями.

Таблица 331. Ртуть в верхнем слое почв дачных участков, орошаемых загрязненными водами, мг/кг [676]

Площадки, выращиваемая культура, продолжительность полива	Пределы колебаний	Среднее	Коэффициент вариации, %	K_c
1, овощи, 2 года	0,12–0,30	0,18	48	18
2, овощи, 6 лет	0,15–0,40	0,24	40	24
3, овощи, 9 лет	0,25–0,41	0,31	26	31
4, овощи, 12 лет	0,42–0,46	0,45	16	45

Активное поглощение ртути сельскохозяйственными растениями обусловлено не только ее очень высокими концентрациями в почвах, но и тем, что определенная (можно сказать, заметная) часть металла концентрируется в них в относительно подвижных, биогеохимические активных и

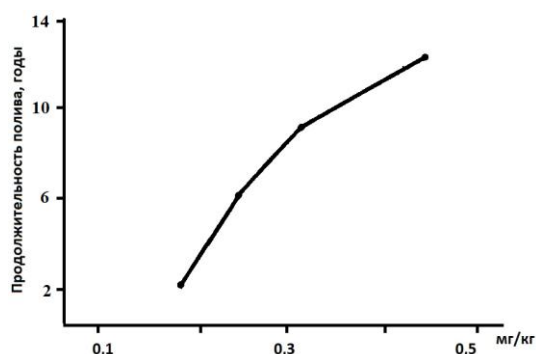


Рис. 110. Интенсивность накопления ртути в верхнем слое почв в зависимости от продолжительности периода полива загрязненными речными водами [676].

доступных для растений формах (табл. 332). Наблюдается заметное различие баланса соединений ртути в почвах и техногенных илах. Так, почвы отличаются большими относительными содержаниями сульфатной формы (наиболее подвижной) и прочносвязанных форм, меньшим относительным содержанием оксидных форм ртути, что, очевидно, вполне закономерно и является следствием трансформации соединений ртути в ходе ее поступления с орошаемыми водами и последующего перераспределения в условиях ирригационного ландшафта. Показательно, что различие баланса соотношения разных форм ртути установлено для почв территорий периодически заливаемой

поймы и донных отложений р. Эльбы, интенсивно загрязненной ртутью [1073]. В частности, установлено, что в заливаемых почвах поймы Эльбы доля более стабильных (прочносвязанных) форм ртути была выше, нежели в донных отложениях.

Таблица 332. Формы нахождения ртути в орошаемых почвах поймы и техногенных илах р. Нуры

Вал, мг/мг	Сульфатная		Оксидная		Элементарная		Прочносвязанные	
	мг/мг	% от вала	мг/мг	% от вала	мг/мг	% от вала	мг/мг	% от вала
<i>Почва, горизонт 20–25 см</i>								
12	0,23	1,92	5,6	46,70	2,5	20,83	3,67	30,55
<i>Техногенные илы, горизонт 0–20 см, 1,5 км ниже Главной канавы стоков</i>								
21	0,06	0,28	15,2	72,38	4,8	22,86	0,94	4,48
<i>Техногенные илы, горизонт 120–140 см, там же</i>								
690	0,1	0,02	470	68,11	130	18,84	89,9	13,03

Изучение так называемых «термоформ» ртути показало, что в верхних горизонтах почв до 80–85% ртути находится в относительно мобильных формах (табл. 333).

Таблица 333. Формы нахождения ртути в профиле орошаемых почвах

Глубина, см	Общее содержание, мг/кг	Температурный интервал (С°)					
		и выход ртути при нагреве (% общего содержания)					
		20–100	100–200	200–300	300–400	400–500	500–600
0–10	0,256	0,7	85,2	11,5	1,2	0,7	0,6
15–25	0,123	1,5	78,3	14,5	2,5	2,2	1,0
40–45	5,256	0,9	84,0	13,5	0,7	0,5	0,4
45–50	4,014	0,4	85,0	12,9	0,8	0,5	0,5
65–75	0,012	13,1	19,2	17,2	17,2	16,5	16,8
77–87	0,019	13,4	24,6	21,0	14,9	13,9	12,2
110–115	0,013	14,3	18,1	28,4	15,1	12,3	11,7
115–120	0,018	13,4	24,6	21,0	14,9	13,9	12,2
110–150	0,022	13,3	14,6	17,4	20,4	16,2	18,1

Примечание. Исследование осуществлялось методом получения термического спектра выделения форм при непрерывном линейно-ступенчатом нагреве пробы с последующим детектированием образовавшейся атомарной ртути на анализаторе ИМГРЭ-900 [102].

Температурный интервал выхода ртути в 100–200°С обычно интерпретируется с присутствием элементарной и оксидной форм ртути. В нижних горизонтах (ниже 50–60 см) трансформация баланса форм происходит главным образом за счет увеличения как самой «малотемпературной» фракции (сульфатная форма, органические соединения?), так и «высокотемпературных»

фракций (ассоциируемых с сульфидными соединениями и, возможно, с изоморфной ртутью). Доля элементарной и оксидной ртути снижается до 27–30%. Таким образом, в ходе гипергенных процессов фиксируется активная миграция ртути в почвенном профиле и трансформация ее важнейших форм нахождения. Относительно преобладание мобильных соединений ртути в почвах свидетельствует о высокой миграционной способности ее в условиях орошаемых и заливаемых почв.

Литературные данные указывают на то, что в почвенных растворах при нейтральных и повышенных pH почв ртуть присутствует в них в основном в виде $\text{Hg}(\text{OH})_2$ [963]. В глеевых почвах может происходить образование HgS и металлической ртути. В почвах поймы упомянутой выше р. Ист-Форк-Поплар-Крик (район Ок-Риджа) при общем содержании металла в них от 0,5 до 3000 мг/кг около 91% находилось в неорганической форме, 6% – в виде Hg_2O и 0,01% – в виде метилртути [1033]. Из всей неорганической ртути 85% присутствовало в виде HgS . В указанных пойменных почвах установлено присутствие субмикронных кристаллических выделений HgS округлой формы, которые по своим параметрам соответствуют природному метациннабариту [844]. По мнению авторов цитируемой работы, сульфид ртути образуется *in situ* после отложения и перекрытия загрязненных ртутью почв более поздними наносами. Образованию этого соединения способствует также взаимодействие ртути с сульфидами других металлов или сульфогидроксильными группам, присутствующими в почве в восстановительных условиях. Авторы указывают на вероятность образования подобного метациннабарита и в других аналогичных условиях. Особо следует отметить, что в загрязненных ртутью почвах, отобранных на пойме р. Вуппер (Северный Рейн-Вестфалия, Германия, правый приток Рейна) недалеко от г. Леверкузен, были обнаружены сульфатредуцирующие бактерии [910], которые, по мнению авторов цитируемой работы, способствуют метилированию ртути, что было подтверждено в экспериментах с использованием автоматизированной системы биогеохимического микромира, позволяющей контролировать изменение окислительно-восстановительного потенциала в почвенных суспензиях (с содержаниями ртути приблизительно 5 мг/кг и 30 мг/кг).

Результаты площадной съемки поймы р. Нуры (на участке от г. Темиртау до верховьев Интумакинского водохранилища), выполненной в 1997 г. и основанной на опробовании верхнего слоя почв, свидетельствуют о выраженной пространственной неоднородности распределения в них ртути [937, 1061]. Фрагмент геохимической карты поймы приведен на рис. 111.

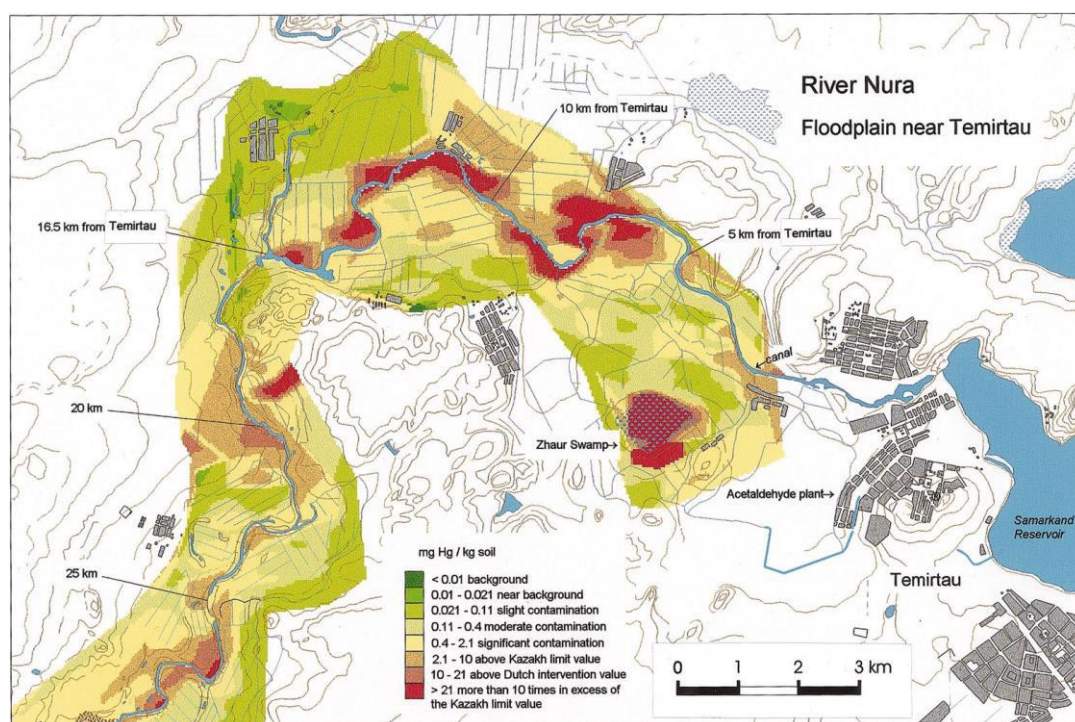


Рис. 111. Пространственное распределение ртути в верхнем слое почв поймы р. Нуры (на первых 30 км ниже г. Темиртау, съемка 1997 г.) [937, 1061].

При составлении указанной карты и выделении территорий с разным уровнем ртутного загрязнения фиксировались следующие пороговые концентрации ртути: 1) < 0,01 мг/кг, территории с такими содержаниями не подвержены ртутному загрязнению; 2) 0,01–0,021 мг/кг, концентрации типичны для естественных почв Центрального Казахстана, выделяемые участки отнесены к незагрязненным (фоновым) территориям; 3) 0,021–0,11 мг/кг, низкий уровень ртутного загрязнения; содержание ртути в 0,1 мг/кг фиксируется в природных почвах как максимально возможное [945]; 4) 0,11–0,40 мг/кг, средний уровень загрязнения; есть сведения, что при концентрациях ртути в почвах в 0,4 мг/кг не исключено накопление ее в растительности до содержаний, представляющих опасность для человека; 5) 0,40–2,10 мг/кг, высокий уровень загрязнения; содержание в 2,1 мг/кг является предельно допустимой концентрации (ПДК) ртути, принятой в Казахстане (и в России); 6) 2,10–10,0 мг/кг, очень высокий (максимально допустимый) уровень загрязнения; концентрация в 10 мг/кг является нормативом ЕС, при превышении которого необходимо осуществлять очистку почв от ртутного загрязнения; 7) 10,0–21,0 мг/кг, опасный уровень загрязнения; 8) более 21,0 мг/кг, экстремально опасный уровень ртутного загрязнения.

В табл. 334 приведены обобщенные данные, характеризующие площадную структуру ртутного загрязнения и основные параметры распределения ртути в почвах изученной территории поймы (от г. Темиртау до Интумакского водохранилища).

Таблица 334. Параметры распределения ртути в верхнем слое почв поймы р. Нуры

Уровень ртутного загрязнения (пределы содержания ртути, мг/кг)	Среднее, мг/кг	Площадь		Количество (запасы) Hg		
		км ²	Доля от общей, %	Среднее		Пределы, тонны
1	2	3	4	Тонны	Доля от общего, %	7
Фоновый (< 0,01)	< 0,01	9,83	5,32	0,01	0,02	0,009–0,02
Фоновый (0,01–0,021)	0,015	15,43	8,35	0,04	0,08	0,003–0,06
Итого	–	25,26	13,67	0,05	0,1	–
Низкий (0,021–0,11)	0,052	52,63	28,5	0,5	0,94	0,20–1,1
Средний (0,11–0,40)	0,216	41,37	22,4	1,6	3,01	0,8–3
Высокий (0,40–2,10)	0,853	41,28	22,35	6,4	12,02	3–15,7
Итого	–	135,28	73,25	8,5	15,97	–
Максимально допустимый (2,10–10,0)	4,893	18,29	9,9	16,2	30,42	7–33,2
Опасный (10,0–21,0)	15,513	3,67	1,99	10,3	19,33	6,7–14
Экстремально опасный (> 21,0)	45,698	2,20	1,19	18,2	34,18	8,4–18,2
Итого	–	5,87	3,19	28,5	53,51	–
Общее	–	184,70	100	~ 53,25	100	26–85,3

Примечание: В столбце 2 приведены концентрации ртути, рассчитанные для каждой зоны загрязнения на основе реальных значений; столбец 5 отражает количество (запасы) ртути, рассчитанные на основе указанных средних концентраций ее в верхнем слое почв; пределы запасов рассчитаны при использовании минимальных и максимальных пороговых концентраций металла для соответствующих зон загрязнения.

Как следует из этих данных, более 13% площади почв отличается фоновыми содержаниями ртути; более 73% территории относится к участкам с низким, средним и высоким уровнями загрязнения; участки с очень высоким (максимально возможным) уровнем загрязнения составляют 9,9%; с опасным и экстремально опасным уровнем (концентрации ртути превышают норматив ЕС) – 3,19% площади изученной территории. В пределах двух последних участков и сосредоточены основные запасы ртути, депонированной в верхнем горизонте почв. Значимое количество ее аккумуляровано также в почвах участков, отличающихся высоким уровнем загрязнения. Общее количество ртути в верхнем горизонте пойменных почв в пределах изученного района в среднем оценивается примерно в 53 т. Реальные (общие) запасы ртути в пойменных почвах, безусловно, существенно выше. В частности, как отмечалось выше, только на первых 20–25 км ниже г. Темиртау с уплотненным горизонтом почв, отличающимся наиболее высокими уровнями ртути (в 4–22 раза выше, нежели в верхнем, пахотном горизонте), может быть связано от 9 до 24 т ртути.

В пространственном отношении (по мере удаления от г. Темиртау) в пределах изученного отрезка речной долины (до Интумакского водохранилища) выделяется несколько характерных

участков (зон), отличающихся своеобразным распределением удельных концентраций и запасов ртути в верхнем слое почв (рис. 112).

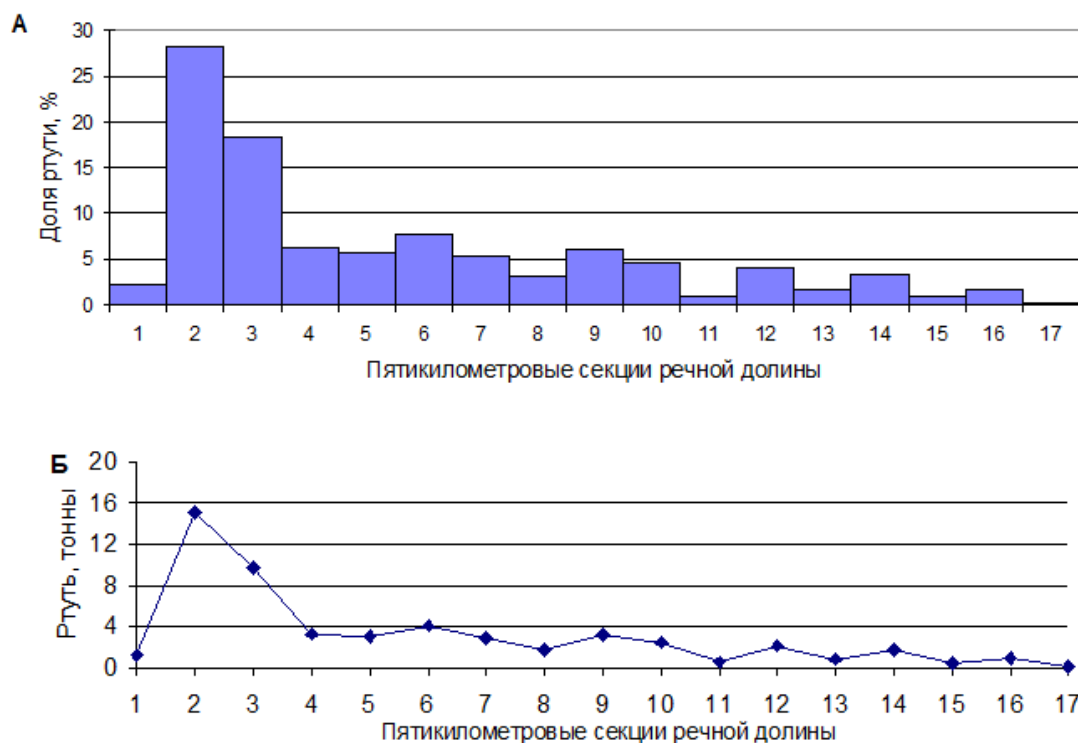


Рис. 112. Распределение относительных запасов (А) и удельных количеств (Б) ртути в верхнем слое почв долины р. Нуры.

Пространственные границы указанных зон в определенной мере условны, поскольку достаточно условным являлось разделение долины на пятикилометровые секции. Тем не менее существующая «зональность» в распределении ртути, как и фиксируемая в пределах конкретных зон неоднородность ее пространственного распределения, обусловлены, судя по всему, характером использования и механической обработки пойменных (сельскохозяйственных) земель, особенностями строения поймы (особенно микроморфологического) и гидрологического режима реки (характером распластывания талых вод по пойме), различиями в интенсивности орошения, особенностями поступления ртути при орошении угодий, масштабами развития техногенных илов в русле и уровнем концентрирования в них ртути.

Первая зона соответствует ближней к г. Темиртау пятикилометровой секции, в значительной степени расположенной выше Главной канавы стоков, где на каждый квадратный километр территории приходится в среднем 0,22 т ртути, депонированной верхним слоем почв. Здесь преобладают участки со средним уровнем загрязнения последних (концентрации ртути 0,11–0,40 мг/кг). Общие запасы ртути оцениваются в 1,17 т. Не исключено, что загрязнение почв здесь связано не только с речными водами, но и с эоловым разносом материала отхоохранилищ, с поступлением ртути из атмосферы и с поверхностным стоком с городской территории.

Вторая зона соответствует 2 и 3 секциям речной долины (5–15 км ниже города) и отличается максимальным развитием территорий с наиболее высокими уровнями загрязнения почв. Здесь сосредоточено максимальное количество ртути (24,9 т, или 47,66% ее общих запасов). При этом в пределах 2-й секции, где на каждый квадратный километр территории в среднем приходится 1,4 т ртути, около 66% ее связано с почвами, отличающимися экстремально опасным уровнем загрязнения (концентрации ртути > 21 мг/кг), и более 25% – опасным уровнем загрязнения (10–20 мг/кг). В пределах 3-й секции, где на 1 км² в среднем приходится 0,63 т ртути, с участками, характеризующимися указанными уровнями загрязнения, связано более 61% и около 19% металла соответ-

ственно. Именно в пределах этой зоны, расположенной ниже Главной канавы стоков, сосредоточены значительные массивы орошаемых угодий, прослеживаются участки периодически заливаемой поймы, в русле реки интенсивно развиты техногенные илы с очень высокими концентрациями ртути. Не исключено, что именно в пределах этой зоны в прирусловых частях происходит основное осаждение транспортируемых во время половодий наносов, обогащенных ртутью. Результаты исследований прошлых лет показывают, что в пределах этой зоны в водах р. Нуры постоянно фиксировались очень высокие концентрации растворенной ртути; речная взвесь также отличалась высокими (в 10–40 раз выше, нежели на следующих участках реки) концентрациями этого металла.

Третья зона соответствует речной долине, расположенной примерно от 4 до 10 секции (15–50 км ниже города). Здесь интенсивность и масштабы ртутного загрязнения заметно ниже, нежели в предыдущей зоне. Запасы ртути в верхнем слое почв варьируются от секции к секции (от 1,7 до 4,09 т, или от 0,21 до 0,43 т на 1 км² территории) и в сумме составляют около 20,56 т ртути (38,5%). Наибольшие количества ртути приурочены, как правило, к участкам с очень высоким (максимально допустимым) уровнем загрязнения, с которыми в конкретных секциях речной долины связано от 39% до 62% запасов этого металла. В пределах данной зоны русловые техногенные илы развиты уже эпизодически и характеризуются более низкими концентрациями ртути. Значительные территории поймы и надпойменных террас не затронуты сельскохозяйственной деятельностью. Орошаемые угодья расположены изолированными отдельными массивами, как правило, вблизи населенных пунктов. Не исключено, что в этой зоне основная масса ртути поступает в пределы пойменных ландшафтов главным образом с полыми водами, в меньшей степени с паводками и при орошении.

Четвертая зона охватывает часть речной долины, располагающейся примерно в границах от 11-й до 17-й секции (50–80 км ниже города), и отличается еще более выраженной неоднородностью распределения ртути в почвах. Здесь на квадратный километр приходится от 0,05 до 0,16 т ртути, запасы которой в пределах конкретных секций варьируются от 0,12 до 2,1 т, в сумме составляя 6,7 т (~ 12,6 % общих запасов в почвах долины). Характерная особенность этой зоны, особенно периферийной части ее, проявляется в большем значении участков с фоновым уровнем ртути и участков с невысоким уровнем ртутного загрязнения почв. В пределах этой зоны русло реки имеет протоки и рукава, на пойме развиты старичные понижения, а распластывание паводковых вод, в основном обедненных взвешенными веществами и отличающихся относительно невысокими концентрациями ртути, осуществляется на значительно больших территориях. Техногенные илы в русле р. Нуры распространены эпизодически и характеризуются пониженными (по сравнению с предыдущими отрезками русла) концентрациями этого металла. Массивы орошаемых сельскохозяйственных земель в основном развиты фрагментарно. Анализ распределения ртути в верхнем слое пойменных почв показывает также, что наиболее интенсивно загрязненные почвы тяготеют преимущественно к участкам поймы, непосредственно прилегающих к руслу реки. В большинстве случаев относительная высота этих участков примерно на 3–5 м выше уреза воды в реке (по данным на середину 1980-х гг.), т. е. они находятся в зоне достижения влияния полых вод. Определенная, но не вся часть их занята сельскохозяйственными угодьями. Таким образом, поступление ртути осуществляется не только при орошении, но в значительной мере во время половодий, когда в пределы поймы транспортируется материал русловых илов, наиболее интенсивно осаждающийся на ближних к руслу участках.

Вопросам биологического поглощения ртути из почв посвящены многочисленные исследования, в которых в экспериментальных и нативных условиях показано активное поступление этого металла в растения при его повышенных концентрациях в почвах. Тем не менее не вполне ясно, какие процессы наиболее важны в круговороте ртути в сельскохозяйственных ландшафтах. В частности, есть мнение, что интенсивность накопления данного металла растениями слабо коррелирует с концентрациями его в почвах. Несомненно, что в общем случае степень поглощения одного и того же химического элемента может колебаться в широких пределах в зависимости от вида растения, характера развития корневой системы, форм нахождения и уровней содержания поллютанта в почве, особенностей распределения его по профилю почв и подвижности в последних.

В то же время, очевидно, следует согласиться с утверждением В.Б. Ильина [215], что в среде с высокой концентрацией любого химического элемента его избыточное поступление в растение неизбежно. Мы не будем касаться механизмов поступления ртути в растения и ее концентрирования в них, поскольку в рассматриваемом контексте для нас важен конечный результат – факт накопления токсичного элемента в сельскохозяйственной продукции. Отметим лишь, что, вероятно, особенно активно ртуть может поглощаться с током воды во время и после полива, а также непосредственно из почвы, тем более, что, как показано выше, определенное количество этого металла присутствует в них в геохимически активных формах. Применение глубокой вспашки и рыхления способствует поступлению осадочного материала из обогащенных ртутью слоев почв в их пахотный горизонт. Известно также, что из щелочных почв растения заимствуют ртуть в несколько раз активнее, нежели из кислых почв [963].

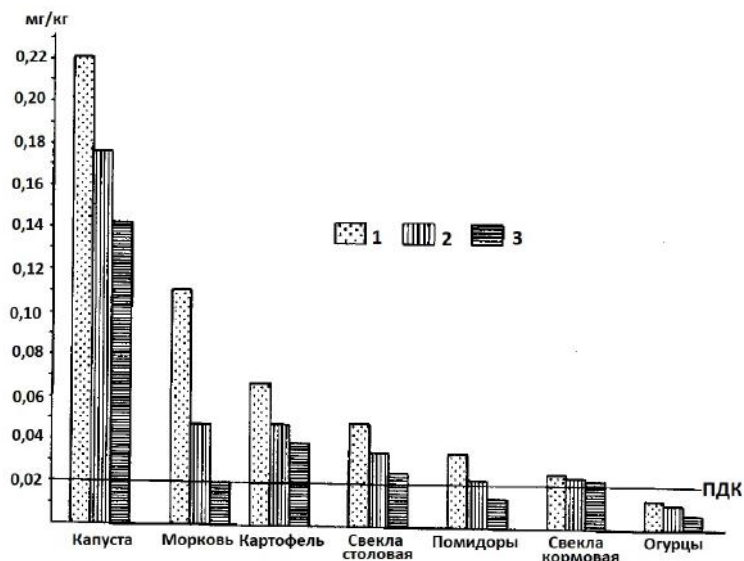


Рис. 113. Ртуть в съедобной части сельскохозяйственных растений в зоне на участках, орошаемых загрязненными водами р. Нуры, мг/кг сырой массы [676]. Концентрация ртути: 1 – максимальная, 2 – средняя, 3 – минимальная.

Изучение распределения ртути в съедобной части сельскохозяйственных растений, выращиваемых на участках поймы р. Нуры, орошаемых загрязненными речными водами, свидетельствует о том, что практически во всех видах растений фиксируются уровни металла, во много раз превышающие не только фоновые концентрации, но и установленную ПДК (рис. 113). Показательно, что даже минимальные концентрации ртути, наблюдаемые в растениях, в большинстве случаев также превышают ПДК.

По имеющимся сведениям, в 1980-х гг. урожайность картофеля и овощных культур в хозяйствах, расположенных на пойме

реки Нуры ниже г. Темиртау, была ниже (в среднем в 1,5 раза), чем в соседних районах, где угодия орошались незагрязненными водами. Считалось, что данный факт был связан, прежде всего, с влияния неблагоприятных метеорологических условий, с вовлечением в сельскохозяйственный оборот новых орошаемых земель, с отсутствием квалифицированных кадров поливальщиков [155]. Однако логичнее предположить, что это во многом обусловлено негативным воздействием ртутного загрязнения, поскольку токсичная ртуть нарушает в растениях различные метаболические процессы, приводит к задержке роста растений и развития корней и, как следствие, к снижению урожайности.

В пределах долины р. Нуры расположено большое количество пойменных озер (озер-стариц), не связанных в межень с основным руслом. Значительная часть из них во время половодий, особенно максимальных, заливаются полыми водами, что определяет поставку в них ртути (прежде всего, в составе осадочного материала, образующегося при размыве техногенных илов). Дополнительная поставка металла может осуществляться с поверхностным стоком с орошаемых массивов. Исследования показали [937], что средние мощности илистых отложений (близких морфологически и геохимически техногенным илам) в таких водоемах колеблются от 0,5 до 1,5 м; средние концентрации ртути в них изменялись от 30–60 мг/кг (в ближней к г. Темиртау части долины) до 0,7–6,4 мг/кг (при удалении от города в 30–35 км). В масштабах всей речной системы ртутное загрязнение, связанное с такими пойменными водоемами, малосущественно. Однако подобные водоемы представляют собой локальные зоны с повышенным содержанием ртути в различных компонентах среды, в которых могут формироваться специфические геохимические и биогеохимические условия. Своеобразный гидрологический режим и обогащенность стариц орга-

ническим веществом могут создавать благоприятные условия для развития процессов метилирования ртути. Не исключена также фильтрация воды из пойменных озер в грунтовые воды. Тем более, что долина р. Нуры представляет собой единый гидрогеологический район. Ближайший к поверхности водоносный горизонт, располагающийся в аллювиальных отложениях, залегает на глубине 1–6 м и находится в тесной гидравлической связи с поверхностными водами. На глубине 50–60 м под неогеновыми глинами имеется горизонт напорных пресных вод, используемых для питьевого водоснабжения. Интенсивное загрязнение почв и водных систем в районе г. Темиртау привело к проникновению ртути в грунтовые и подземные воды. Этот процесс особенно активен в районах развития орошения, где искусственное инфильтрационное питание грунтовых вод в 5–6 раз превышает величину естественной инфильтрации атмосферных осадков [553]. На участке от Самаркандского водохранилища до Интумакского водохранилища в водах прирусловой части аллювиального водоносного горизонта достаточно стабильно фиксировались концентрации ртути, превышающие ее ПДК.

Приводимые материалы свидетельствуют о том, что длительное использование загрязненных вод р. Нуры для орошения сельскохозяйственных угодий, расположенных в пределах поймы, обусловило глубокую трансформацию геохимической структуры и интенсивное загрязнение ртутью пойменной территории на значительной площади и, по сути, привело к формированию здесь своеобразного «ртутного» агроирригационного ландшафта, специфической особенностью которого являются высокие концентрации токсичной ртути в основных компонентах окружающей среды (атмосферном воздухе, почвах, природных и сельскохозяйственных растениях, старичных отложениях, грунтовых и подземных водах).

Таким образом, периодические разливы загрязненных рек и использование загрязненных речных вод для орошения сельскохозяйственных угодий обуславливают поступление на пойму значительных масс специфического осадочного материала и разнообразных загрязняющих веществ, в том числе, токсичных для живых организмов. Это приводит к накоплению (нередко к очень значительному) в пойменных почвах и растениях тяжелых металлов и других химических элементов, к загрязнению пойменных водоемов и грунтовых вод, способствует резкой геохимической трансформации пойменных ландшафтов и сопровождается негативными экологическими и санитарно-гигиеническими последствиями. В пределах речной поймы (особенно низкой) активно формируются техногенные наилки, в пойменных водоемах (озерах-старицах) активно накапливаются техногенные илы. В особых условиях это обуславливает формирование экстремальных экологических ситуаций, которые по интенсивности и масштабам загрязнения тяжелыми металлами (особенно ртутью) различных компонентов окружающей среды соответствуют районам экологического бедствия и даже районам экологической катастрофы. Уникальным примером таких районов является пойма р. Нуры, где для орошения сельскохозяйственных угодий длительное время использовались интенсивно загрязненные ртутью речные воды. Здесь, в сущности, сформировался своеобразный «ртутный» агроирригационный ландшафт, специфической особенностью которого являются высокие концентрации ртути практически во всех основных компонентах окружающей среды и значительные (десятки тонн) запасы этого металла в пойменных почвах. Выращиваемая в пределах загрязненных пойм сельскохозяйственная продукция не отвечает гигиеническим требованиям, что не исключает вероятности включения токсичных элементов в пищевую цепь и представляет реальную угрозу для человека и сельскохозяйственных животных. На орошаемых угодьях существует прямая опасность для сельскохозяйственных рабочих вследствие высоких концентраций паров ртути в приземном слое атмосферного воздуха и ее повышенных содержаний в почвенной пыли. Имеющиеся данные свидетельствуют о том, что устойчивость загрязнения, обусловленного орошением загрязненными водами, может быть очень значительной. Безусловно, все приводимые выше факты должны учитываться при разработке планов и проектов развития ирригационных систем и орошаемого (особенно на местном стоке) земледелия, при проведении оценок воздействия на окружающую среду и экологических экспертиз, при ремедиации загрязненных пойменных территорий. Необходимо также дальнейшее выявление и детальное изучение подобных ситуаций.

Заключение

В природных условиях формирование, морфологическое проявление и вещественный (гранулометрический, минеральный, химический) состав руслового аллювия во многом обусловлены направленностью и интенсивностью эрозионно-аккумулятивных процессов, протекающих в пределах водосборного бассейна и непосредственно в руслах и долинах рек и обуславливающих поступление в водный поток осадочного материала, основными источниками которого являются почвы и горные породы. Конечный результат сопряженного действия указанных процессов, проявляющийся в накоплении аллювиальных отложений, образующих в реках закономерно построенный и достаточно сложный морфологический комплекс, существенно зависит от гидравлических характеристик потока, а также от гидрологического режима водотоков, который, в свою очередь, определяется взаимодействием факторов, прямо или косвенно влияющих на формирование речного стока.

Для формирования вещественного состава фоновых русловых аллювий и его пространственного преобразования особенно важное значение имеют механическая дифференциация и фракционирование транспортируемого водным потоком осадочного материала, физико-химические и гидрохимические параметры среды аллювиального осадконакопления, факторы и процессы, определяющие преобразование осадочного материала и поведение химических элементов и их соединений в водной толще и донных отложениях. Русловой аллювий равнинных рек обычно представлен литогенной фацией, являющейся результатом преимущественно механического накопления в речных руслах природного осадочного материала, важнейшие литологические, минералогические и геохимические характеристики которого предопределяются особенностями геологического строения и растительно-почвенного покрова водосборных территорий. Практически повсеместно наблюдается довольно ограниченный набор петрографических типов русловых отложений, представленных в основном песчаными и песчано-алевритовыми разностями, для которых характерно преобладание мономинеральных кварцевых песков с высокой степенью дифференциации осадочного материала, повышенными содержаниями кремния и пониженными количествами глинозема, железа и ряда других компонентов. Уровни содержания химических элементов (микроэлементов, тяжелых металлов, редких и рассеянных элементов) в фоновом русловом аллювии равнинных рек, как правило, находятся в пределах глобальных параметров их распределения в осадочных породах и литосфере. Несколько повышенные концентрации химических элементов характерны для относительно редко встречающихся в природных условиях речных илов. Химический состав горного аллювия, образующегося в природных условиях, также отражает состав коренных пород и почв водосборов и (при отсутствии рудных тел и зон минерализации в пределах водосборных территорий и речных долин) близок к глобальным геохимическим показателям (к составу осадочных пород и кларкам литосферы). В горнорудных районах в отложениях временных и постоянных водотоков нередко формируются геохимические потоки рассеяния, отличающиеся концентрациями химических элементов, которые могут заметно превышать их региональный фон и глобальные показатели распространенности. Качественный состав ассоциаций химических элементов, накапливающихся в аллювии, обычно неплохо коррелирует с элементным составом дренируемых месторождений полезных ископаемых.

В хозяйственно освоенных районах (в техногенных ландшафтах) в аллювиальном седиментогенезе участвует не только природный осадочный материал, но и значительные массы техногенного осадочного материала, появление которого в осадочном цикле связано с хозяйственной деятельностью человека. Техногенное поступление химических веществ и осадочного материала в поверхностные водотоки нередко существенно превышает их природную поставку, характерную для данной ландшафтной зоны (для данного водосборного бассейна). Модули твердого стока в таких районах возрастают (по сравнению с местными и зональными значениями) на один-два порядка (и даже больше), при этом техногенный осадочный материал характеризуется специфическим вещественным (гранулометрическим, минеральным, химическим) составом и высокими концентрациями разнообразных химических элементов, их неорганических и неорганических соединений.

Формирование водного стока в техногенных ландшафтах определяется их гидрологическими особенностями, являющимися отражением специфики водного баланса хозяйственно освоенных территорий, в свою очередь обусловленной климатическими факторами, своеобразием условий формирования и режима поверхностного, грунтового и подземного стока, а также масштабами водопотребления и отведения различных сточных вод. Важнейшей особенностью таких районов является вовлечение во влагооборот на сравнительно небольших территориях значительных объемов воды, которая, после ее использования на хозяйственные нужды, приобретает иные физико-химические свойства, содержит огромные массы техногенного осадочного материала и, как правило, сбрасывается в гидрографическую сеть. Здесь существуют две основные группы источников загрязнения, определяющих способы поставки осадочного материала и загрязняющих веществ в реки. Первую группу составляют точечные источники, осуществляющие сброс сточных вод в водотоки по системам канализации (канализационный сток). В большинстве городов и промышленно-урбанизированных районов таким источником являются общегородские очистные сооружения, принимающие бытовые и производственные сточные воды, которые после очистки сбрасываются в водные объекты (общегородской канализационный сток). Определенное количество сточных вод непосредственно поступает в водотоки с заводских локальных очистных сооружений (локальный канализационный сток). Вторая группа объединяет неточечные (площадные) источники загрязнения: сток с освоенных территории талых, дождевых, поливочных и оросительных вод, внутрипочвенный сток и грунтовый сток (поверхностный сток с освоенных территорий). Качественные и количественные характеристики канализационного стока зависят от размеров города (численности населения), особенностей его промышленной инфраструктуры, используемых систем сбора, очистки и отведения образующихся в его пределах сточных вод. Качественные и количественные параметры поверхностного стока в существенной мере определяются гидрологическими особенностями города (промышленного района), его размерами, благоустроенностью, а также зависят от интенсивности поступления загрязняющих веществ на подстилающую поверхность и ее характеристик, в свою очередь обусловленных степенью очистки промышленных выбросов, существующими системами сбора отходов и уборки городских территорий. В некоторых городах определенное значение имеют снеготопка, разгрузка в водотоки загрязненных подземных вод и водный транспорт. Непосредственная поставка загрязняющих веществ в реки с атмосферными выпадениями обычно несущественна, но она играет важную роль в формировании качественного состава поверхностного стока.

Современное сельскохозяйственное производство является источником поставки (со сточными водами, поверхностным и грунтовым стоком, отходами) в водотоки довольно обширной группы загрязняющих веществ, включающей химические элементы (тяжелые металлы, редкие и рассеянные элементы, микроэлементы) и их соединения, биогенные элементы, главные ионы, органические вещества. Агроландшафты нередко отличаются развитием ускоренной эрозии, что определяет поступление в водотоки значительных масс осадочного материала и оказывает заметное влияние на процессы формирования русловых отложений. Химические элементы, присутствующие в жидкой и твердой части сточных вод и поверхностного стока с сельскохозяйственных территорий, в конечном счете поступают в водотоки и накапливаются в донных отложениях. Наиболее важным с рассматриваемой точки зрения является массовое применение в агроландшафтах минеральных удобрений, особенно фосфорных. Воздействие животноводства и использование нестандартных агроудобрений обычно характеризуется выраженным локальным характером, но, как правило, проявляется в формировании в реках достаточно интенсивных по уровням содержания загрязняющих веществ зон загрязнения. В целом к известной для агроландшафтов группе загрязняющих веществ (соединения азота и фосфора, пестициды, хлориды, натрий, марганец, медь, цинк, кадмий) следует добавить такие элементы, как серебро, ртуть, селен, мышьяк, олово, молибден, скандий.

Масштабы поставки осадочного материала и, соответственно, техногенного воздействия на окружающую среду в горнорудных районах настолько велики, что всецело определяют характер проявления в водотоках процессов аллювиального осадконакопления и многие их геохимические особенности. В потенциале любое рудное месторождение представляет собой комплексный ис-

точник загрязнения окружающей среды, что связано с присутствием повышенных концентраций широкой ассоциации химических элементов в добываемых и перерабатываемых рудах, а также в отходах производства, составляющих до 98% извлекаемой горной массы. Основными источниками загрязняющих веществ являются руды и первичные ореолы, причем пространственные размеры последних и количество (масса) заключенных в них химических элементов обычно превышают параметры рудных тел, вокруг которых они образуются. Техногенные процессы проявляются уже на стадиях поисков и разведки месторождений и особенно интенсифицируются при их эксплуатации и при переработке минерального сырья. Для техногенных миграционных цепей, где распространение поллютантов происходит при образовании отходов, стоков и выбросов, интенсивность загрязнения во многом определяется типом месторождения, его минералого-геохимическими особенностями, связана с принятой системой добычи, обогащения и переработки минерального сырья и во многом обусловлена объемами и составом извлекаемых горных пород и руд, объемами и качеством очистки сточных вод, промышленных выбросов, объемами, способами обработки и особенностями хранения твердых отходов, а также зависит от характеристик местных ландшафтов. На ранних стадиях освоения месторождения состав химического загрязнения, как правило, в целом соответствует геохимической специализации территории. По мере увеличения степени освоения месторождения интенсивность техногенного воздействия увеличивается, а качественный состав загрязнения может резко меняться. Наиболее экологически опасными являются промышленно-генетические типы месторождений, разработка которых приводит к резкому увеличению мощности зоны гипергенеза и изменению условий миграции загрязняющих веществ. В образовании техногенных геохимических аномалий существенную роль играют пылевые выбросы в атмосферу, отвалы горных пород и хвостохранилища, определяющие состав поверхностного (талого и дождевого) стока с территории горнорудных районов и состав поступающего в водотоки осадочного материала.

Техногенное воздействие обуславливает формирование своеобразной среды аллювиального осадконакопления. Поверхностные воды в техногенных ландшафтах отличаются повышенными (нередко очень высокими) содержаниями главных ионов и нарушением (свойственного фоновым условиям) количественного соотношения между ними. Увеличение содержания главных ионов приводит к росту минерализации речных вод. Повсеместно наблюдается переход наиболее распространенных и(или) типичных для данного природного региона вод со средней минерализацией в воды с повышенной и даже с высокой минерализацией (т. е. в солоноватые воды). Появляются очень редко встречающиеся в природе поверхностные гидрокарбонатные воды (часто с концентрацией гидрокарбонатов > 250 мг/л) с минерализацией более 1000 мг/л, а также воды с минерализацией более 10000 мг/л и содержанием $\text{HCO}_3^- < 10$ мг/л при значительном преобладании концентраций натрия и калия. В составе вод уже заметно доминируют натрий, сульфаты, хлориды. Еще более значительный рост содержаний (по сравнению с естественными условиями) наблюдается для соединений биогенных элементов, а также органических веществ. Изменение режима главных ионов сопровождается преобразованием исходного (зонального) химического состава речных вод, что обуславливает резко выраженную пространственную мозаичность геохимического облика водотоков («гидрохимическую пестроту»), когда в пределах относительно однородного в ландшафтно-геохимическом отношении сравнительно небольшого по площади участка водосборного бассейна возможно одновременное существование речных вод разного химического класса, вида и типа. Загрязненные речные воды отличаются высоким общим содержанием разнообразных органических веществ и высокой мутностью. Для зон техногенного загрязнения типично развитие термофикации вод; характерна в основном слабощелочная среда, но залповые сбросы сточных вод, половодья и паводки могут сопровождаться заметными изменениями показателя pH. Важнейшей особенностью речных вод в зонах техногенного воздействия является значительное увеличение в них концентраций многих химических элементов (тяжелых металлов, микроэлементов, редких и рассеянных элементов). Для ряда элементов отмечается существенное (по сравнению с фоновыми условиями) возрастание количества (удельного и относительного) взвешенных форм миграции, что обусловлено как повышенной мутностью речных вод, так и (особенно) резким ростом удельных концентраций элементов в речной взвеси в зонах техногенного загрязнения. Для

состава речных вод в зонах загрязнения характерна резкая неоднородность распределения содержаний элементов и их соединений, проявляющаяся как в пространственном, так и во временном (в интервалах наблюдения «часы-сутки-сезон») аспектах. Неоднородность распределения элементов проявляется также в динамичном (в пространственно-временном аспекте) характере соотношения их взвешенных и растворенных форм миграции, в варьировании относительной доли основных форм нахождения металлов в речной взвеси и в растворе речных вод. Это создает пространственно-временную физико-химическую пестроту (гидрохимическую мозаичность) речных вод и, соответственно, динамичный, изменчивый характер геохимических условий аллювиальной обстановки осадконакопления.

В летнюю межень в природных (фоновых) условиях взвешенные в речной воде вещества отличаются однородным распределением во времени, их поведение контролируется преимущественно гидрометеорологическими факторами, а средняя удельная концентрация взвеси соотносится с зональными показателями. Техногенная поставка взвешенных наносов характеризуется выраженным во времени дискретным характером и осуществляется в количествах, существенно превышающих их зональный модуль стока. Участие в седиментогенезе значительных масс осадочного материала, поступающего в реку со сточными водами, отражается на режиме стока взвешенных наносов и на процессах аллювиального осадконакопления. Особенности распределения взвешенных веществ в динамическом ряду наблюдений, проявляющиеся в высокой вариации их концентраций, определяются спецификой функционирования очистных сооружений, дискретным режимом поступления осадочного материала со сточными водами, кратностью разбавления последних речными водами, а также процессами ускоренной седиментации грубых частиц, обладающих высокой гидравлической крупностью. Техногенный осадочный материал, поступающий в малую реку со сточными водами, характеризуется специфическим петрохимическим составом, высокими концентрациями тяжелых металлов и других химических элементов, существенными количествами их геохимически подвижных форм нахождения и во многом обуславливает формирование в реках техногенных илов. Поступающая в водотоки в составе сточных вод техногенная взвесь особенно активно выводится из водного потока в результате гидравлического осаждения, особенно на ближних к источнику загрязнения участках речного русла. В целом геохимические условия аллювиальной среды техногенного осадконакопления благоприятны для развития процессов сорбции, коагуляции, соосаждения, играющих важную роль в выведении химических элементов и их соединений из миграционного потока и в формировании вещественного состава донных отложений.

Весеннее половодье в техногенных условиях приводит к заметным изменениям в распределения как валовых, так и парциальных концентраций многих химических элементов. Однако уровень техногенного загрязнения речных вод по-прежнему достаточно высок и обусловлен как сбросом сточных вод в реку, так и поступлением поверхностного (талого) стока, особенно с территории городов и промышленных предприятий. Интенсивность проявления техногенных геохимических аномалий тяжелых металлов во взвешенных формах контролируется не только их повышенными концентрациями во взвеси, но и заметно увеличенной в этот период мутностью речных вод. Тем не менее для многих химических элементов по-прежнему важными внешними факторами, обуславливающими их поведение в речных водах, являются режим поставки и химический состав сточных вод, сбрасываемых в реку с общегородских очистных сооружений.

Поступление в реки значительных объемов техногенного осадочного материала резко отражается на процессах аллювиального седиментогенеза и приводит к формированию в реках (особенно в их руслах) освоенных районов нового вида отложений – техногенных речных илов, важнейшими морфологическими свойствами которых, обладающих в местах своего наибольшего накопления определенной и нередко достаточно выраженной стратификацией, обусловленной условиями их накопления и вторичными преобразованиями, являются темно-серый или черный цвет, специфический (химический, фекальный, иногда сероводородный) запах, преимущественно вязкотекучая или мягкопластичная консистенция, высокие содержания тонких (алеврито-илистых) частиц и органического вещества. Указанные свойства относительно стабильны как в толще илов, вертикальная мощность которых изменяется от 0,2–0,5 до 2–3,5 м, так и на значительной протя-

женности (многие десятки километров) русла. Нередко накопление техногенных илов предопределяется благоприятными геоморфологическими условиями (расширение речной долины, формирование широкопойменного русла, наличие многочисленных меандр, выполаживание продольного профиля русла), развитием зарослей макрофитов, невысокой скоростью течения в меженные периоды и гидротехническими сооружениями (плотины, мостовые переходы и т. п.). Техногенные илы резко отличаются от природного (фонового) руслового аллювия морфологическим обликом, вещественным составом, физико-химическими и геохимическими свойствами.

Фоновый аллювий равнинных рек обычно представляет собой преимущественно разнотельный (чаще средне- и мелкозернистый) песок с включениями гравия и гальки и малым содержанием алевритовых и глинистых фракций и характеризуется относительно неплохой сортировкой слагающих его частиц. Доля песчаных фракций в фоновом аллювии достигает 80–95%, глинистых частиц – 0,6–3%. Основные морфометрические характеристики и показатели фонового аллювия (медианный диаметр, средний арифметический диаметр, коэффициенты сортировки, асимметрии и глинистости) близки зональным значениям, свойственным данному природному региону. В зонах техногенного загрязнения в руслах рек формируются отложения, представляющие собой (с точки зрения гранулометрии) песчаные или мелкоалевритовые (иногда крупно-алевритовые) илы, отличающиеся плохой сортировкой слагающих их частиц. Доля песчаных фракций в техногенных илах снижается до 40–60%, алевритовых – увеличивается до 25–50%, глинистых – до 8–26%. Своими основными морфометрическими характеристиками и показателями (медианный диаметр, средний арифметический диаметр, коэффициенты сортировки, асимметрии и глинистости) техногенные илы резко отличаются от фонового руслового аллювия. Если средний (медианный) размер частиц фонового аллювия изменяется, как правило, в пределах 0,1–0,2 мм, то средний (медианный) размер частиц, слагающих техногенные илы, составляет 0,015–0,078 мм. Характерной особенностью гранулометрического состава техногенных илов является резкое увеличение количества частиц, отвечающих размерности физической глины, – до 10–31% (против 1–3,5% в фоновом аллювии), что во многом определяет важнейшие физические свойства илов (их пластичность, липкость, связность, способность удерживать влагу и химические вещества), а также позволяет (по содержанию физической глины) достаточно четко оконтурить зону техногенного загрязнения в водотоках. Гранулометрический состав техногенных илов во многом отражает особенности состава осадков сточных вод, образующихся на городских очистных сооружениях, – основном источнике поступления техногенного осадочного материала в реки городских и промышленно-урбанизированных районов. По мере удаления от источника загрязнения в техногенных илах отмечается общее снижение содержания тонких фракций (алеврита и глины) и обогащение нижних слоев (в сравнении с верхними) песчаными и обеднение глинистыми и алевритовыми частицами, что является следствием дифференциации транспортируемого водным потоком осадочного материала, его переотложения, более активным вовлечением в русловую перенос тонких фракций наносов. С инженерно-геологической точки зрения фоновый русловый аллювий относится к несвязанным грунтам; техногенные илы обычно представляют собой связанные грунты. Отличаясь высоким количеством илесто-глинистых частиц (особенно физической глины) и органических веществ, они обладают повышенной устойчивостью к размыву, формируют различные формы руслового рельефа и тем самым влияют на ход руслового процесса и динамику речного русла.

Минеральный состав фонового руслового аллювия близок к составу пород питающих и терригенно-минеральных провинций. Влияние других факторов (неотектоники, миграционной способности минералов, гранулометрического состава отложений и т. д.) осуществляется на фоне того качественного и количественного наборов минералов, которые определяются материнскими (питающими) породами. Обычно в природных условиях в пределах единой питающей провинции не отмечается резких пространственных изменений минерального состава руслового аллювия. Как правило, наблюдаемые изменения его качественного и количественного состава не существенны и не приводят к кардинальному изменению свойственных данной реке (данному речному бассейну) минеральных ассоциаций. В зонах техногенного загрязнения основные изменения минерального состава современных русловых отложений равнинных рек проявляются в нарушении характерных для фонового аллювия количественных соотношений ассоциирующих друг с другом в природных

условиях минералов. Степень указанного изменения существенно возрастает с увеличением интенсивности техногенного воздействия (в ряду «фон – сельскохозяйственный район – город – свалка отходов»), что обусловлено увеличением темпов и объемов поступления техногенного осадочного материала в водотоки, а также своеобразием условий среды техногенного осадконакопления. В легкой фракции русловых отложений (техногенных илов) наблюдается (в указанном выше ряду) направленное снижение содержания основных порообразующих минералов – кварца и полевых шпатов, измененных минералов, обломков пород, микроклина и отмечается значительный рост количества минеральных новообразований (карбонатных минералов, лимонитизированных обломков), а также заметное увеличение содержаний аутигенного глауконита и кислых (Na–Ca) плагиоклазов, фиксируется появление хлорита, мусковита, халцедоновых обломков, вулканического основного и кислого стекла. В тяжелой фракции илов происходит существенное увеличение содержаний гидроксидов железа и заметное снижение количества эпидота. Отмечается также направленное увеличение суммарного количества минералов, обладающих выраженной магнитной восприимчивостью. В техногенных илах встречаются такие минералы, как портландит, муллит, пирит-марказит, апатит, дистен, типичные для различных отходов и выбросов (угольной золы, промышленной пыли, промышленных шламов, осадков сточных вод и др.). Содержание глинистых минералов в техногенных илах достигает 0,2–3,4%, тогда как в фоновом аллювии их не более 0,1%. Техногенные илы отличаются более высокими содержаниями таких устойчивых в зоне гипергенеза акцессорных минералов, как ставролит, дистен, рутил, анатаз, турмалин (суммарно 18–21% против 14% в фоновом аллювии), что отражается в росте коэффициента устойчивости (с 0,6 до 1,5–2); в илах фиксируется заметное снижение доли минералов низкой гидродинамической устойчивости (с 48% до 22–32%) и минералов низкой миграционной способности (с 5% до 3–4%). Техногенные илы характеризуются присутствием значительного количества аморфного (рентгеноаморфного) вещества, содержание которого достигает 30% и более, тогда как в фоновом аллювии оно не превышает 10–11%. Аморфное вещество, присутствующее в илах, играет важную геохимическую роль, существенно увеличивает их коллоидальную активность, набухание, липкость, гидрофильность. Если фоновый аллювий характеризуется средней химической зрелостью, то техногенные илы (как молодые осадочные образования, находящиеся в стадии активного постседиментационного преобразования) отличаются низкой химической зрелостью. Определенную роль в формировании морфологического облика и вещественного состава речных отложений в зонах техногенного загрязнения играют искусственные материалы и частицы, поступающие в водотоки с поверхностным стоком, сточными водами и отходами. В исключительных случаях в руслах загрязненных рек формируются седиментиты, представляющие собой своеобразные техногенные осадочные породы. Минералогические особенности техногенных илов во многом обуславливают своеобразие их химического состава, а высокие содержания в них аморфного вещества, карбонатных минералов, гидроксидов железа, других новообразований, аутигенных и глинистых минералов предопределяют потенциальные вторичные преобразования илов и поведение связанных с ними химических элементов (особенно тяжелых металлов).

Фоновый аллювий, длительное время находящийся в метастабильных условиях зоны окисления, с геохимической точки зрения представляет собой зрелые, относительно устойчивые осадочные образования, которые характеризуются более высокой степенью дифференциации слагающего их материала. Его петрохимический состав закономерно близок составу четвертичных отложений и почв, слагающих водосборные бассейны, что проявляется в доминировании кремнезема (75–82%) и глинозема (4,5–11,5%). Это является следствием минерального состава (преобладание кварца, присутствие полевых шпатов) и формирования литогенной фации аллювия. Содержание других оксидов и органического вещества обычно невелико. Техногенные илы являются образованиями незрелыми, продолжительность их формирования (с геологической точки зрения) невелика; они отличаются низкими значениями показателей степени дифференциации и способностью к активным диагенетическим изменениям слагающего их вещества, что в существенной мере и определяет дальнейшую судьбу связанных с ними органических и неорганических поллютантов. Петрохимический состав их очень своеобразен и близок к составу осадков городских сточных вод (являющихся своего рода геохимическим аналогом техногенных илов). Содержание кремнезема в

илах нередко снижается до 42–62%, существенно возрастает количество органического вещества (значения показателя потерь при прокаливании техногенных илов – 10–26% и более против 1,67–3,6% в фоновом русловом аллювии) и оксидов кальция (с 0,8–3,6% в фоновом аллювии до 6–10% и более в илах). Техногенные илы стабильно отличаются повышенными содержаниями соединений железа, титана, серы.

Групповой (компонентный) состав органического вещества фоновое русловое аллювия равнинных рек близок составу органического вещества осадочных пород и особенно почв, слагающих водосборную территорию, поскольку определяется главным образом механической дифференциацией поступающего аллохтонного осадочного материала и в существенно меньшей степени накоплением автохтонной органики. Это обуславливает невысокое содержание органического вещества в фоновом аллювии ($C_{орг} = 0,65\%$) и преобладание в его составе гумусовых кислот (81,8% от $C_{орг}$) при незначительной доле остаточного органического вещества (16,7%) и липидов (1,5%). Фоновый аллювий характеризуется фульватно-гуматным типом органического вещества и очень высокой степенью его гумификации, что свидетельствует о преобладании в природных условиях окислительных процессов. Техногенные илы, формирующиеся в зоне влияния промышленного города, отличаются более высоким содержанием органического вещества ($C_{орг}$ 1,26–2,60%, среднее 1,87%), причем наиболее резко в них увеличиваются удельные концентрации липидов (в 6–59 раз по сравнению с фоновым аллювием) и нерастворимого (остаточного) органического вещества (в 3–11 раз). В существенно меньшей степени (в 1,3–1,6 раза) возрастает удельное содержание гумусовых кислот, в составе которых уже доминируют фульвокислоты. Техногенные илы отличаются от фоновое аллювия принципиально иной структурой группового состава содержащегося в них органического вещества: относительная доля липидов возрастает до 10–20%, остаточного органического вещества – до 27,3–48,6%, а доля гумусовых кислот снижается до 29,6–57,1%. Вблизи источника загрязнения органическое вещество илов характеризуется средней и высокой степенью гумификации, фульватным и гуматным типом гумуса, что указывает на преобладание восстановительных процессов. По мере удаления от города уменьшение общего содержания органического вещества в илах происходит в основном за счет снижения в нем количества гуминовых кислот и труднорастворимых органических соединений. В техногенных илах количество органического углерода заметно превышает содержание карбонатного углерода, что отличает их от фоновое аллювия и других осадочных образований. В формировании физических свойств, текстуры и структуры техногенных илов, их цвета и запаха важную роль играют нефтепродукты, содержания которых в зонах наиболее интенсивного техногенного загрязнения достигают нескольких сотен мг/кг и более. Типичными органическими поллютантами, практически повсеместно присутствующими в донных отложениях рек промышленно-урбанизированных районов, являются ПАУ (включая бенз(а)пирен – надежный маркер техногенного воздействия), ПХБ и другие органические соединения. Органическое вещество, концентрирующееся в техногенных илах, во многом определяет их физико-химические свойства и играет важную роль в поведении тяжелых металлов. Высокое содержание органического вещества в илах обуславливает дополнительные расходы кислорода на его окисление, что может способствовать появлению в речном русле анаэробных (глеевых) условий, при которых усиливается миграционная подвижность многих тяжелых металлов и их способность к обмену между донными отложениями и водой. Липиды, в значительных количествах присутствующие в техногенных илах и являющиеся наиболее лабильной частью органического вещества, могут способствовать формированию подвижных, геохимически активных форм тяжелых металлов, а повышенное содержание трудногидролизуемого органического вещества – увеличению запасов их более прочносвязанных форм.

Все виды промышленного и сельскохозяйственного производства обуславливают формирование в реках, принимающих сточные воды и поверхностный сток с освоенных территорий, техногенных геохимических аномалий, наиболее ярко проявляющихся в донных отложениях (особенно в техногенных илах), где накапливаются определенные группы химических элементов – техногенные геохимические ассоциации, характеристики которых отражают важнейшие особенности техногенного загрязнения. Качественные и количественные параметры геохимических ассоциаций, свойственных донным отложениям рек сельскохозяйственных районов, определяются

спецификой хозяйственного использования водосборных территорий, при этом особенно важное значение имеет применение минеральных и органических удобрений, поступление сточных вод и отходов животноводства. Для большинства химических элементов, концентрирующихся в донных отложениях рек агроландшафтов, типичны коэффициенты концентрации (K_C) в пределах 1,5–7; для Hg и Ag в зонах влияния животноводческих комплексов отмечены его более высокие значения. В целом для зон воздействия животноводческих комплексов типично интенсивное накопление в речных отложениях Hg, Ag, Zn, As, Se, P, в меньшей степени Sn, Mo, Cd; для районов земледелия и комплексного сельскохозяйственного использования – P и Ag, иногда As, Mn, Sn, Cd; для зон влияния агропоселков – Ag и P, в меньшей степени Bi, Ni, Zn, Pb; для зон влияния дачных поселков – P, Sn, Mn, Ga. Наибольшая степень санитарно-токсикологической вредности (опасная) и наиболее интенсивный уровень загрязнения (высокий) характерны для участков рек, испытывающих воздействие животноводческих комплексов. Водотоки других сельскохозяйственных территорий отличаются умеренной степенью санитарно-токсикологической вредности и преимущественно средним уровнем загрязнения. Воздействие различных промышленно-урбанизированных объектов (город, поселок, промышленная зона, завод, фабрика) на водотоки отражается качественно сходной геохимической ассоциацией, накапливающейся в донных отложениях (техногенных илах). Практически повсеместно присутствуют Hg, Ag, Cd, Co, Cu, Ba, Zn, Cr, P, Sc, Sr. Наиболее высокими значениями K_C отличаются халькофильные элементы (обладающие малым кларком, высокой технофильностью и высокой токсичностью). Качественные и количественные параметры загрязнения водотоков (примерно равных порядков) в большей степени зависят от производственной инфраструктуры поселений, нежели от их размеров. Обычно наиболее интенсивные и комплексные по составу техногенные геохимические аномалии типичны для предприятий (промышленных зон), использующих в технологическом цикле физико-химические процессы, осуществляющие получение и переработку цветных металлов и т. п. Воздействие конкретного поселения, промышленной зоны или конкретного производства отражается формированием в донных отложениях водотока техногенной геохимической ассоциации, отличающейся особыми количественными характеристиками. Геохимическая (эколого-геохимическая) специализация производств, предприятий, промышленных зон (как техногенных источников загрязнения водных систем) проявляется главным образом в различной интенсивности концентрирования (степени аномальности) химических элементов, в меньшей степени в появлении аномальных элементов, характерных лишь для данного объекта. Многие изученные водотоки характеризуются существенным уровнем техногенного загрязнения и опасной степенью его санитарно-токсикологической вредности.

Донные отложения (и особенно техногенные илы), в которых формируются протяженные (десятки километров) полиэлементные геохимические аномалии (техногенные потоки рассеяния), наиболее полно отражают параметры и морфологию зон воздействия различных источников загрязнения рек. Пространственные особенности распределения химических элементов в техногенных илах обусловлены геологически незначительным временем образования последних, дискретным характером поступления загрязняющих веществ в водотоки, естественной русловой дифференциацией осадочного материала (наносов), литолого-геоморфологическими особенностями речных русел, свойствами и стратификацией илов. Важнейшей особенностью распределения химических элементов в техногенных илах является значительная пространственная вариация их концентраций как в толще отложений – вертикальная, так и вниз по руслу реки – латеральная. Для большинства химических элементов указанная вариация (неоднородность распределения) обычно проявляется на фоне их высоких и очень высоких концентраций. Степень пространственного разделения химических элементов (геохимических ассоциаций) в техногенных илах невелика, распределение их обычно отличается высокой степенью согласованности и резкого разделения геохимических ассоциаций не наблюдается. Естественная дифференциация и специфика накопления наносов в речных руслах, представляющих собой закономерно построенный морфологический комплекс, осложненный естественными и искусственными геохимическими барьерами, обуславливает неоднородную («пятнистую») площадную структуру геохимических аномалий в донных отложениях водотоков. Обычно ведущие химические элементы техногенной геохимической ассоциации, ха-

рактерной для того или иного источника загрязнения, отличаются более значительными по площади русла геохимическими аномалиями. Закономерный характер пространственного распределения химических элементов в русловых отложениях может быть осложнен на геохимических барьерах, существование которых обусловлено изменениями геоморфологических особенностей русла и долины как естественными (выполаживание продольного профиля водотока, резкое расширение русла и долины, наличие затонов, островов, устьев аккумулятивного типа и т. д.), так и искусственными (наличие прудов, плотин, инородных предметов и т. д.) причинами. Геохимические барьеры, с одной стороны, способствуют выводу из водного потока значительных количеств загрязняющих веществ, с другой – приводят к формированию в реках зон повышенной экологической опасности. На небольших водотоках, служащих приемниками городских сточных вод, при определенных условиях, обуславливающих возникновение геохимических (седиментационных) барьеров, за относительно короткое время могут формироваться зоны интенсивного техногенного загрязнения, которые являются вторичными источниками поступления поллютантов в реку следующего порядка (например, за счет вторичного переотложения наносов, особенно в периоды паводков и половодий, и др.).

В горнорудных районах техногенное воздействие приводит к изменению природного (характерного для данной территории) соотношения основных форм миграции тяжелых металлов – взвешенной и растворенной, прежде всего, за счет увеличения доли их взвешенных форм. При удалении от источников воздействия наряду с общим снижением концентрации металлов подобные нарушения сглаживаются, главным образом, за счет более интенсивного выведения из потока взвешенного материала. Протяженность потоков рассеяния во взвешенной форме для горнодобывающих и металлургических предприятий достигает 20–30 км, в растворенных формах она намного меньше. Именно за счет высоких концентраций и значительных масс взвешенных форм элементов происходит образования интенсивных и протяженных геохимических аномалий в донных отложениях горных рек. В зонах влияния геологоразведочных работ и добывающих предприятий (штолен, шахт и т. д.), где качественный состав техногенных источников в принципе адекватен рудогенным, соотношение между химическими элементами в рядах концентрации в донных отложениях заметно меняется, а общий уровень их накопления в речных отложениях значительно выше, нежели в рудогенных потоках рассеяния. В районе горно-обогатительных и металлургических предприятий в донных отложениях водотоков фиксируются интенсивные, комплексные по составу, устойчивые и протяженные по руслу техногенные геохимические аномалии (техногенные потоки рассеяния). Степень концентрирования химических элементов уже значительно (многократно) превышает таковую в рудогенных (природных) аномалиях, причем количественные соотношения между химическими элементами в техногенных геохимических ассоциациях совершенно иные, нежели в природных (рудогенных). Очень часто степень концентрирования сопутствующих химических элементов (элементов-примесей) в донных отложениях техногенно загрязненных рек выше, нежели главных компонентов добываемых и перерабатываемых руд. Здесь в формировании техногенных геохимических аномалий существенную роль играют не только сточные воды, но и пылевые выбросы в атмосферу, отвалы горных пород и хвостохранилища, определяющие состав поверхностного (талого и дождевого) стока с территории горнорудных районов. Уровни содержания многих химических элементов в шламах, взвеси сточных вод и донных отложениях рек интенсивно освоенных горнорудных районов часто не уступают их концентрациям в рудах. Если в фоновом русловом аллювии доминируют устойчивые, прочносвязанные формы химических элементов, то в условиях загрязнения в донных отложениях рек заметно возрастает доля их более подвижных, геохимически активных форм. В общем случае масштабы загрязнения существенно увеличиваются в следующем ряду источников воздействия: «геологоразведочные работы – добыча руд – обогащение руд – металлургическая переработка руд». Протяженность техногенных потоков рассеяния в донных отложениях рек горнорудных районов достигает десятки километров. Элементный состав техногенных геохимических ассоциаций и значения суммарного показателя Z_c свидетельствуют о чрезвычайно высоком уровне техногенного загрязнения рек горнопромышленных районов, причем формирующиеся здесь зоны техногенного загрязнения отличаются чрезвычай-

чайно высокой устойчивостью; их негативное воздействие сказывается многие десятки лет после прекращения функционирования предприятий.

Распределение химических элементов в гранулометрическом спектре фонового руслового аллювия обычно характеризуется увеличением их удельных концентраций от грубых к более тонким фракциям. Аналогичный характер распределения большинства изученных химических элементов (но при их более высоких удельных содержаниях в конкретных фракциях) наблюдается и в техногенных илах. Исключения составляют железо (основным концентратом которого является фракция крупного алеврита) и ртуть (фракция-концентрат – мелкий или средний песок), что обусловлено особенностями структурно-агрегатного состава техногенных илов. В качестве фракции-носителя для большинства металлов выступает крупный алеврит, с которым связано до 50–70% их валового содержания. Для ртути основным носителем в техногенных илах являются фракции среднего или мелкого песка (вблизи источника загрязнения) и фракции тонкого песка или алеврита (при удалении от источника загрязнения).

Техногенные илы, формирующиеся в руслах равнинных рек в зонах загрязнения, отличаются от фонового руслового аллювия иным соотношением основных минералого-геохимических форм нахождения тяжелых металлов, что, прежде всего, проявляется в заметном увеличении доли их подвижных соединений, способных переходить в водную фазу и усваиваться гидробионтами. Удельные концентрации подвижных форм многих металлов в техногенных илах не только близки валовым фоновым содержаниям, но часто превышают их. Для кадмия фиксируется резкое увеличение доли сорбционно-карбонатных форм (при существенном снижении доли органических форм). Для меди отмечается рост относительного содержания гидроксидных и (особенно при удалении от города) сорбционно-карбонатных форм нахождения. Для никеля наблюдается увеличение доли сорбционно-карбонатных и гидроксидных форм (при заметном снижении доли органических и кристаллических форм). Для свинца характерен заметный рост относительного содержания сорбционно-карбонатных и небольшое увеличение доли гидроксидных форм (при снижении количества кристаллических и силикатных форм). Ртуть в техногенных илах накапливается преимущественно в относительно подвижных формах. По мере удаления от источника загрязнения происходит снижение как валовых содержаний, так и удельных концентраций различных форм этого металла. Отмечается достаточно выраженное закономерное изменение в соотношении различных форм нахождения вниз по потоку, проявляющееся в определенном, порой значимом увеличении относительной доли оксидных форм, в меньшей степени сульфатных, а также в снижении доли элементарной ртути. Это указывает на геохимическую трансформации форм ртути в процессе миграции, которая сопровождается ее выделением в водную массу. Доля прочносвязанных форм ртути в илах, как правило, не превышает 25–30%. Формы нахождения тяжелых металлов и особенно их соотношение в техногенных илах вблизи источников загрязнения обычно близки формам нахождения и их соотношению в осадочном материале (техногенной взвеси), поступающего в реки со сточными водами (т. е. является своего рода «первичными» формами, что, безусловно, указывает на существенную роль в формировании техногенных илов на этих участках русла процессов гидравлического (механического) осаждения техногенной взвеси. При удалении от источника загрязнения важную роль в осаждении переносимых водным потоком тяжелых металлов играют сорбционные процессы. Обычно вниз по течению наблюдается уменьшение относительной доли легкоподвижных форм нахождения тяжелых металлов, а баланс (соотношение) их основных форм нахождения приближается к таковому в фоновом русловом аллювии. Тем не менее в большинстве случаев потенциальный запас металлов, способных к дальнейшей трансформации и усвоению гидробионтами, в техногенных илах превышает общий пул химических элементов в фоновых русловых отложениях. Иловые воды в зонах техногенного загрязнения отличаются высокими концентрациями многих химических элементов и их соединений (существенно выше их уровней в придонных водах и фоновых содержаний в речных водах). Это свидетельствует о наличии на границе вода/илы постоянного градиента концентрации растворенных форм поллютантов, направленного из отложений в воду. Для ртути установлена прямая зависимость ее содержания в иловой воде от концентрации этого металла в техногенных илах.

Техногенные илы (в сравнении с фоновым аллювием) характеризуются более высокими значениями сухого остатка, высокой обменной кислотностью и значительными содержаниями обменных ионов. Если емкость катионного обмена фонового руслового аллювия составляет 4,84 мг-экв/100 г отложений, то в техногенных илах она существенно увеличивается, достигая максимальных значений в 38–41 мг-экв/100 г. Наибольшие значения емкости обмена катионов закономерно характерны для илов с более низкими значениями pH. В составе обменных катионов доминирует (68–81% от суммы) кальций, доля обменного магния также значительна (32–36%). Количество обменного NH_4^+ заметно превышает содержание обменных натрия и калия. Техногенные илы отличаются повышенными содержаниями NO_3^- . Колебания значений емкости поглощения техногенных илов обусловлены пространственными различиями их вещественного состава, в том числе количеством и групповым составом органического вещества. Основными носителями адсорбционных свойств техногенных илов являются аморфное и органическое вещество, гидроксиды железа, карбонатные и глинистые минералы.

Вторичные (диагенетические) преобразования техногенных илов могут быть связаны с трансформацией органической, карбонатной и илисто-глинистой составляющих, преобразованием соединений железа и формированием «свежих» гидроксидов железа, марганца и алюминия и их гидрозолей, вторичных алюмосиликатов и аморфных минералов, с переходом аморфных гидроксидов железа, марганца и алюминия в кристаллические, с потерей илами при их уплотнении не связанной воды, с относительным увеличением содержания устойчивых титанистых минералов, а также в существенной мере с разубоживанием техногенного материала природным аллювием. Деструкция органического вещества, присутствующего в значительных количествах в техногенных илах, интенсифицирует в загрязненных водотоках процессы газообразования (CO_2 , H_2 , N_2 , H_2S , CH_4). Образование газов в донных отложениях приводит к изменению физико-механических и химических свойств последних, увеличивает их эколого-токсикологическую опасность, влияет на поведение многих химических элементов, изменяет газовый режим водотоков в зонах техногенного загрязнения. Газовыделение способствует переносу различных поллютантов из толщи отложений и придонных слоев в основной водный поток, является источником поступления некоторых газов в атмосферу.

Разливы загрязненных рек и использование загрязненных речных вод для орошения сельскохозяйственных угодий обуславливают поступление на пойму значительных масс специфического осадочного материала и разнообразных загрязняющих веществ. Это приводит к накоплению (нередко к очень значительному) в пойменных почвах, природных и сельскохозяйственных растениях тяжелых металлов и других химических элементов, к загрязнению пойменных водоемов и грунтовых вод, способствует резкой геохимической трансформации пойменных ландшафтов и сопровождается негативными экологическими и санитарно-гигиеническими последствиями. В пределах поймы (особенно низкой) активно формируются техногенные наилки, в пойменных водоемах (озерах-старицах) накапливаются техногенные илы. В особых условиях это приводит к формированию экстремальных экологических ситуаций, которые по интенсивности и масштабам загрязнения тяжелыми металлами различных компонентов окружающей среды соответствуют районам экологического бедствия и даже районам экологической катастрофы. Уникальным примером таких районов является пойма р. Нуры, где для орошения сельскохозяйственных угодий длительное время использовались интенсивно загрязненные ртутью речные воды. Здесь, в сущности, сформировался своеобразный «ртутный» агроирригационный ландшафт, специфической особенностью которого являются высокие концентрации токсичной ртути в основных компонентах окружающей среды и значительные (десятки тонн) запасы этого металла в пойменных почвах. Выращиваемая в пределах загрязненных пойм сельскохозяйственная продукция не отвечает гигиеническим требованиям, что не исключает вероятности включения токсичных элементов в пищевую цепь и представляет реальную угрозу для человека и сельскохозяйственных животных. На орошаемых угодьях существует также прямая опасность для сельскохозяйственных рабочих вследствие высоких концентраций паров ртути в приземном слое атмосферного воздуха и ее повышенных содержаний в почвенной пыли. Имеющиеся данные свидетельствуют о том, что устойчивость за-

загрязнения, обусловленного разливами загрязненных рек и орошением загрязненными водами, может быть очень значительной.

Эпифитовзвесь (взвесь, осажденная на макрофитах) представляет собой особую разновидность современных осадочных образований, является важным компонентом водной среды и речной экосистемы в целом, с которым связан определенный трофический уровень, играет определенную роль в перераспределении и миграции химических элементов, в трансформации их форм нахождения и в протекающих в реках биогеохимических процессах. В условиях техногенеза решающее значение в формировании эпифитовзвеси принадлежит техногенному осадочному материалу, поступающего в водотоки со сточными водами и поверхностным стоком с освоенных территорий. Эпифитовзвесь отличается от фонового аллювия и техногенных илов своеобразным химическим составом, что особенно ярко проявляется в высоких содержаниях карбонатов и в резко пониженном количестве кремнезема. Наличие в эпифитовзвеси значительных количеств карбонатов кальция (карбонатных новообразований) обуславливает формирование карбонатных соединений некоторых тяжелых металлов, способных к преобразованию в условиях окружающей среды и относительно доступных для живых организмов. Изучение химического состава эпифитовзвеси позволяет более точно установить качественный состав техногенного загрязнения. Одновременно эпифитовзвесь характеризуется и более высокими концентрациями химических элементов, входящих в состав выявленных ассоциаций, т. е. геохимические аномалии проявляются в ней интенсивнее, нежели в техногенных илах, что находит отражение в значениях суммарного показателя загрязнения. Если русловые отложения отражают многолетнее воздействие техногенеза на водоток, то повышенные содержания химических элементов в эпифитовзвеси фиксируют современный (сезонный) уровень техногенного загрязнения. В силу биологических особенностей развития макрофитов в эпифитовзвеси присутствуют поллютанты, мигрирующие в реке в течение короткого отрезка времени (в данном случае, от начала вегетации до момента отбора проб), что имеет и методическое, и практическое значение. Присутствие в эпифитовзвеси существенных количеств легкоподвижных (сорбционных, карбонатных, обменных) форм тяжелых металлов определяет их высокую потенциальную усвояемость водными растениями и другими гидробионтами, а также вероятность их интенсивной десорбции в водную массу, особенно при изменении окружающих условий (например, при колебаниях минерализации, снижении pH, уменьшении мутности воды вниз по течению, а также в результате разнообразных биогеохимических процессов, свойственных речным условиям). После отмирания макрофитов связанная с ними эпифитовзвесь участвует в формировании техногенных илов. Существующие подходы к моделированию распределения и действия тяжелых металлов в водных экосистемах должны учитывать факт их «концентрированного» присутствия в эпифитовзвеси.

В прогнозе техногенные речные илы, концентрируя основную массу загрязняющих веществ, поступающих в реки техногенных ландшафтов, представляют собой мощный источник вторичного загрязнения водной массы, пойменных территорий и поступления токсичных веществ в гидробионты, действие которого обеспечивается разнообразными физико-химическими, биохимическими и гидродинамическими процессами, протекающими в речных системах, в том числе, непосредственно в отложениях и на границе придонная вода/ил.

Это, в сущности, и определяет необходимость дальнейшего изучения современных речных отложений и, прежде всего, техногенных илов с учетом следующих положений:

- 1) донные отложения рек играют важную роль в формировании химического состава природных вод и определяют многие особенности экологии водных систем;
- 2) донные отложения рек служат надежным индикатором техногенного загрязнения; изучение их литолого-геохимических особенностей позволяет определить состав, установить масштабы и оценить интенсивность техногенного воздействия на водотоки, а также выявить пространственные границы и структурно-морфологические особенности зон техногенного загрязнения;
- 3) масштабы и интенсивность техногенного осадконакопления в реках промышленно-урбанизированных районов настолько велики, что здесь формируется особый вид аллювиальных отложений (техногенные илы, технопель), которые определяют эколого-геохимические особенности речных систем, специфику проявления русловых процессов и представляют непосредствен-

ную угрозу всему живому; не исключено, что техногенные речные илы вполне могут рассматриваться в качестве своеобразного литогенетического типа современных аллювиальных отложений (их своеобразной литогеохимической фации);

4) техногенные илы, депонируя загрязняющие вещества, до определенной степени обезвреживают токсичные выбросы техногенеза, особенно на начальных этапах загрязнения водотоков; однако буферная способность илов по отношению к поллютантам не беспредельна; даже в случае полного прекращения поступления сточных вод в водный объект техногенные илы длительное время являются вторичным источником загрязнения водной массы, биоты, пойменных ландшафтов, а химические реакции и микробиологические процессы, происходящие в них, способствуют образованию подвижных (геохимически активных) и токсичных соединений многих химических элементов и их соединений;

5) оценка экологического состояния речных систем должна проводиться с учетом вещественного состава, геохимических свойств и токсикологической опасности техногенных илов;

6) накопление техногенных илов в руслах и долинах рек с утилитарной точки зрения следует рассматривать как своего рода несанкционированное размещение в окружающей среде опасных отходов; в критических ситуациях необходимы изъятие и утилизация таких отложений, что обуславливает необходимость разработки экологически обоснованных методов и приемов ремедиации рек и технологий последующей утилизации загрязненного материала;

7) русла загрязненных рек представляют собой своеобразные природные лаборатории, позволяющие изучать литологические, физико-химические, геохимические и другие аспекты аллювиального литогенеза; такие сведения крайне важны для понимания сущности осадочного процесса и породообразования.

Дальнейшее совершенствование технологий и систем очистки сточных вод и загрязненного поверхностного стока должно осуществляться с учетом максимально возможного удаления из них техногенного осадочного материала (техногенной взвеси), что резко снизит объемы поступающих в водные объекты загрязняющих веществ и уменьшит вероятность активного формирования в руслах рек техногенных илов – основных концентраторов и носителей широкой группы загрязняющих веществ. Создание в устьевых зонах ручьев и малых рек, являющихся во многих городах приемниками сточных вод и поверхностного стока с освоенных территорий, искусственных геохимических барьеров (например, прудов-отстойников, с использованием зарослей макрофитов) будет способствовать снижению поступления многих загрязняющих веществ в основной водоток, прежде всего, за счет осаждения транспортируемого водотоками техногенного осадочного материала. Периодическая очистка таких водоемов от техногенных отложений и макрофитов исключит вероятность существенного вторичного поступления поллютантов в водную фазу. Изъятые наносы должны утилизироваться с применением соответствующей технологии.

Литература

1. *Абаев С.М., Басаев Б.Б.* Водные ресурсы Северной Осетии и их использование. – Орджоникидзе: Ир, 1985. – 83 с.
2. *Абрамович Д.И.* Река Пахра как пример малых рек. – М.: Изд-во АН СССР, 1946. – 52 с.
3. *Авдонин В.Н.* Техногенное окисление сульфидов Красногвардейского месторождения на Урале // Материалы по минералогии месторождений Урала. – Свердловск: УНЦ АН СССР, 1984, с. 63–69.
4. *Авессаломова И.А.* Геохимическая оценка состояния среды города в сфере воздействия горно-металлургического производства // Ученые записки Тартуского ун-та, 1985, № 704, с. 50–55.
5. *Айдаров И.П.* Регулирование водно-солевого и питательного режимов орошаемых земель. – М.: Агропромиздат, 1985. – 307 с.
6. *Александрова Л.И.* Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. – Л.: Наука, 1980. – 288 с.
7. *Александровская З.И., Кузменкова А.М., Гуляев Н.Ф., Крхамбаров Я.Н.* Санитарная очистка городов от твердых бытовых отходов. – М.: Стройиздат, 1977. – 320 с.
8. *Александровский А.Л.* Этапы и скорость развития почв в поймах рек центра Русской равнины // Почвоведение, 2004, № 11, с. 1285–1295.
9. *Алекин О.А.* Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеоиздат, 1970. – 444 с.
10. *Алекин О.А.* Химический состав растворенных веществ речного стока // Химия океана. Т. 1. Химия вод океана. – М.: Наука, 1979, с. 51–55.
11. *Алексинская Л.Н., Арцимович П.М., Кочнев А.С. и др.* Комплексная оценка эффективности работы очистных сооружений поверхностного стока крупного города // Исследование окружающей среды геохимическими методами. – М.: ИМГРЭ, 1982, с. 57–68.
12. *Алексеевский Н.И.* Формирование и движение речных наносов. – М.: Изд-во МГУ, 1998. – 202 с.
13. *Алексеевский Н.И., Лебедева М.Ю., Соколовский Д.К.* Источники питания и изменчивость их вклада в формирование стока рек европейской территории России // Водные ресурсы, 2007, № 1, с. 5–17.
14. *Алимова Г.С., Коржавин А.В., Земцова Е.С. и др.* Особенности накопления тяжелых металлов в пойме малых рек Самсоновская, Лев, Вандрас // В мире научных открытий, 2014, № 12.1 (60), с. 233–254.
15. *Аминов П.Г.* Исследование перифитона как индикатора воздействия горнопромышленных предприятий на водную экосистему на примере Карабашской геотехнической системы, Южный Урал // От экологических исследований – к экологическим технологиям. Тез. докл. междунар. научн. сем. – Челябинск: Библиотека А. Миллера, 2006, с. 28–29.
16. *Аммосова Я.М., Орлов Д.С., Садовникова Л.К.* Почвенные липоиды // Природа органического вещества современных и ископаемых осадков. – М.: Наука, 1973, с. 91–101.
17. *Амфлетт Ч.* Неорганические иониты: Пер. с англ. – М.: Мир, 1966. – 188 с.
18. *Аникиев В.В.* Короткопериодные геохимические процессы и загрязнение океана. – М.: Наука, 1987. – 193 с.
19. *Анспек П.И.* Микроудобрения. – Л.: Агропромиздат, 1990. – 272 с.
20. Антропогенные изменения земельных ресурсов зарубежных стран. – М.: ВИНТИ, 1981. – 180 с.
21. *Аржанова В.С., Елпатьевский П.В.* Геохимия ландшафтов и техногенез. – М.: Наука, 1990. – 198 с.
22. *Аржанова В.С., Елпатьевский П.В.* Горнопромышленный техногенез как фактор трансформации гидрохимии природных вод // Эколого-геохимические исследования в районах интенсивного техногенного воздействия. – М.: ИМГРЭ, 1990, с. 21–32.
23. *Артамонова Е.Н.* Радионуклиды и тяжелые металлы в подземных водах угольного месторождения «Каражыла» (Восточный Казахстан): Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Барнаул, 2004. – 20 с.
24. *Артемьев В.Е.* Геохимия органического вещества в системе река-море. – М.: Наука, 1993. – 204 с.
25. *Афремов Д.Н.* Изменчивость состава и свойств аллювия как показатель условий осадконакопления // ДАН СССР, 1976, 230, № 1, с. 178–181.
26. *Ахраменко С.А.* Управление радиационным качеством строительной продукции. – М.: Изд-во АСВ, 2000. – 235 с.
27. *Ахтямова Г.Г., Янин Е.П.* Газообразование в техногенных речных илах и его эколого-геохимическая роль // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2007, № 1, с. 43–49.
28. *Ачкасов А.И.* Распределение микроэлементов в агроландшафтах Московской области: Автореф. дис. ... канд. географ. наук. – М., 1987. – 25 с.
29. *Ашихмина Т.Я., Скугорева С.Г.* Аккумуляция ртути растениями из техногенно-нарушенных почв в пойме р. Вятки // Сб. тр. Второго междунар. симп. «Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты». – Новосибирск: ИНХ СО РАН, 2015, с. 35–37.

30. Баас Беккинг Л.Г.М., Каплан И.Р., Мур Д. Пределы колебаний рН и окислительно-восстановительных потенциалов природных сред // Геохимия литогенеза: Пер. с англ. – М.: Изд-во иностр. лит-ры, 1963, с. 11–84.
31. Бабенков Е.Д. Очистка воды коагулянтами. – М.: Наука, 1977. – 356 с.
32. Бажин Н.М. Сероводород в природе: распространенность и кругооборот // Химия в интересах устойчивого развития, 1999, № 4, с. 353–357.
33. Балодэ М.Я., Гайле М.Я., Зандмане А.К. и др. Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия. – Рига: Зинатне, 1981. – 166 с.
34. Баранов Э.Н. Эндогенные геохимические ореолы колчеданных месторождений. – М.: Наука, 1987. – 296 с.
35. Баранова А.Г., Бикунцова М.В., Каледа И.А. К вопросу определения содержания в городских сточных водах тонкой взвеси // Тез. докл. обл. конф. «Повышение эффективности работы предприятий водоочистки и водоотведения». – Куйбышев, 1990, с. 13–14.
36. Барановская В.А., Азовцев В.И., Околенова А.А. О процессах трансформации органической части почв Нижнего Поволжья при орошении // Повышение плодородия орошаемых почв при интенсивном использовании. – Волгоград, 1989, с. 79–86.
37. Барышников Н.Б. Проблемы морфологии, гидрологии и гидравлики пойм. – СПб.: РГГМУ, 2012. – 426 с.
38. Батулин В.П. Петрографический анализ геологического прошлого по терригенным компонентам. – М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1947. – 338 с.
39. Бахур А.Е. Радиоактивность природных вод // АНРИ, 1996/97, № 2 (8), с. 32–39.
40. Башаркевич И.Л., Ефимова Р.И. Влияние городских свалок на загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами // Эколого-геохимический анализ техногенного загрязнения. – М.: ИМГРЭ, 1992, с. 137–151.
41. Бергер М.Г. Терригенная минералогия. – М.: Недра, 1986. – 227 с.
42. Беркович К.М., Чалов Р.С., Чернов А.В. Экологическое русловедение. – М.: ГЕОС, 2002. – 332 с.
43. Беркович К.М., Чалов Р.С., Чернов Л.В. Проблемы рационального использования речных пойм в народном хозяйстве // География и природные ресурсы, 1988, № 1, с. 24–31.
44. Билибин Ю.А. Основы геологии россыпей. – М.: Изд-во АН СССР, 1956. – 463 с.
45. Биогеохимические основы экологического нормирования. – М.: Наука, 1993. – 304 с.
46. Биологический энциклопедический словарь. – М.: Сов. энциклопедия, 1989. – 864 с.
47. Блинов Б.К. Экспериментальная оценка некоторых параметров миграции ртути из поверхностного слоя почвы // Метеорология и гидрология, 1982, № 5, с. 56–63.
48. Блисковский В.З. Геохимия и особенности концентрации элементов примесей в фосфоритах: Автореф. дис. ... канд. г.-м. наук. – М., 1969. – 24 с.
49. Боброва Л.В., Кондрашова О.В., Федорчук Н.В. Экономика геологоразведочных работ на ртуть, сурьму и висмут. – М.: Недра, 1990. – 156 с.
50. Боголюбов А.Н. Потоки рассеяния. Опробование аллювиальных отложений // Использование ореолов рассеяния урана и элементов-спутников при поисках и разведке гидротермальных урановых месторождений. – М.: Недра, 1964, с. 65–77, 104–112.
51. Болдырев А.И. Физическая и коллоидная химия. – М.: Высшая школа, 1974. – 504 с.
52. Бондарев Л.Г. Вечное движение: Планетарное перемещение вещества и человек. – М.: Мысль, 1974. – 158 с.
53. Борсук О.А. Закономерности в распределении литологических характеристик современного аллювия на разнопорядковых реках Восточной Сибири. – М.: ПринтКов, 2015. – 95 с.
54. Боровков В.С. Русловые процессы и динамика речных потоков на урбанизированных территориях. – Л.: Гидрометеониздат, 1989. – 286 с.
55. Бортников Н.С., Гурбанов А.Г., Богатилов О.А. и др. Оценка воздействия захороненных промышленных отходов Тырныаузского вольфрамо-молибденового комбината на экологическую обстановку (почвенно-растительный слой) прилегающих территорий Приэльбрусья (Кабардино-Балкарская Республика, Россия) // Геоэкология, 2013, № 5, с. 405–416.
56. Бортникова С.Б., Айриянц А.А., Лазарева Е.В. Геохимия и минералогия техногенных месторождений Салаирского ГОКа // IV Объединенный Междунар. симп. по проблемам прикладной геохимии, посв. памяти акад. Л.В. Таусона. Тезисы. Т. 2. – Иркутск, 1994, с. 31–32.
57. Браунлоу А.Х. Геохимия: Пер. с англ. – М.: Недра, 1984. – 463 с.
58. Бреховских В.Ф., Золотарева Н.С. Применение дафний-теста при анализе качества воды в районе землечерпательных работ // Доклады МОИП. Экологические аспекты изучения и охраны флоры и фауны СССР. Зоология и ботаника, 1986, с. 99–102.
59. Бреховских В.Ф., Золотарева Н.С. Исследования интегральной токсичности водных объектов Московского региона // Экологические исследования в г. Москве и Московской области. Состояние водных систем. – М.: ИНИОН РАН, 1992, с. 19–26.

60. *Бреховских В.Ф., Казмирук Т.Н., Казмирук В.Д.* Донные отложения Иваньковского водохранилища: состояние, состав, свойства. – М.: Наука, 2006. – 176 с.
61. *Бримблкумб П.* Состав и химия атмосферы: Пер. с англ. – М.: Мир, 1988. – 352 с.
62. *Бурдин К.С.* Основы биологического мониторинга. – М.: Изд-во МГУ, 1985. – 158 с.
63. *Буренков Э.К., Янин Е.П., Кижанкин С.А. и др.* Эколого-геохимическая оценка состояния окружающей среды г. Саранска. – М.: ИМГРЭ, 1993. – 115 с.
64. *Буриков Е.В., Сечевица А.М.* Ртуть в медно-колчеданных месторождениях // Разведка и охрана недр, 1976, № 9, с. 7–9.
65. *Бутаков Г.П., Голосов В.Н., Дедков А.П. и др.* Малые реки как наиболее уязвимое звено речной сети // Эрозионные и русловые процессы. Вып. 2. – М.: Изд-во МГУ, 1996, с. 56–70.
66. *Бутаков Г.П., Курбанова С.Г., Панин А.В. и др.* Формирование антропогенно обусловленного наилка на поймах рек Русской равнины // Эрозионные и русловые процессы. Т. 3. – М.: Изд-во МГУ, 2000, с. 78–92.
67. *Бучинский В.Е., Соболева И.М., Пельтихин А.С.* Характеристика атмосферных осадков, поверхностного стока и меры по охране водоемов Донбасса // Охрана и рациональное использование природы Донбасса. – Л.: ГО СССР, 1976, с. 41–49.
68. *Бушев А.Г., Гаврилов А.И., Поленов Ю.А., Черкашина Н.А.* Токсичные органические соединения в пегматитовом сырье // Разведка и охрана недр, 1994, № 2, с. 35–37.
69. *Бушев А.Г., Кузьмин В.И.* Токсичные органические соединения в минеральном сырье // Междунар. симп. по прикл. геохимии стран СНГ, 29–31 октября 1997, Москва, Россия. Тез. докл. – М.: ИМГРЭ, 1997, с. 211.
70. *Бушев А.Г., Кузьмин В.И., Пеньков В.Ф.* Органические токсиканты в минералах пегматитов и их воздействие на окружающую среду // Минералогические исследования в решении экологических проблем. – М.: ИГЕМ РАН, 1998, с. 43–49.
71. *Бушев А.Г., Машковцев Г.А., Хитаров Д.Н. и др.* Причины токсикоза на пегматитовых и кварцево-жильных месторождениях и оценка токсичности пород // Геология месторождений редких и редкоземельных металлов. – М.: ВИМС, 1991, вып. 128, с. 95–101.
72. *Бушинский Г.И.* Апатит, фосфорит, вивианит. – М.: Изд-во АН СССР, 1952. – 90 с.
73. *Валяшко М.Г., Поливанова А.И., Жеребцова И.К. и др.* Геохимия и генезис рассолов Иркутского амфитеатра. – М.: Наука, 1965. – 159 с.
74. *Варшал Г.М., Велюханова Т.К., Кошечева И.Я. и др.* Изучение химических форм элементов в поверхностных водах // Журнал аналитической химии, 1983, 38, с. 1590–1600.
75. *Варшал Г.М., Кошечева И.Я., Сироткина И.С. и др.* Изучение органических веществ поверхностных вод и их взаимодействия с ионами металлов // Геохимия, 1979, № 4, с. 598–607.
76. *Варшал Г.М., Кошечева И.Я., Сироткина И.С. и др.* Изучение органических веществ поверхностных вод и их взаимодействия с ионами металлов в связи с миграцией загрязняющих веществ в объектах внешней среды // Органическая геохимия и поисковая геохимия. – М.: Наука, 1982, с. 202–212.
77. *Васильев В.А., Филиппова Н.В.* Справочник по органическим удобрениям. – М.: Росагропромиздат, 1988. – 255 с.
78. *Вассоевич Н.Б.* Основные закономерности, характеризующие органическое вещество современных и ископаемых осадков // Природа органического вещества современных и ископаемых осадков. – М.: Наука, 1973, с. 11–59.
79. *Великанов М.А.* Русловой процесс. – М.: Физматгиз, 1958. – 369 с.
80. *Вельшанская Л.А.* Загрязнение грунтовых вод и окружающей среды орошаемых массивов агрохимикатами // Разведка и охрана недр, 1990, № 3, с. 36–38.
81. *Вернадский В.И.* Геохимия марганца в связи с учением о полезных ископаемых // Труды Конференции по генезису руд железа, марганца и алюминия. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1937, с. 229–246.
82. *Вернадский В.И.* Избранные сочинения. Т. 1. – М.: Изд-во АН СССР, 1954. – 696 с.
83. *Вернадский В.И.* Избранные сочинения. Т. 2. – М.: Изд-во АН СССР, 1955. – 616 с.
84. *Вернадский В.И.* Избранные сочинения. Т. 4. Кн. 2. – М.: Изд-во АН СССР, 1960. – 651 с.
85. *Вернадский В.И.* Избранные сочинения. – Т. 5. М.: Изд-во АН СССР, 1960. – 422 с.
86. *Вернадский В.И.* Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. – М.: Наука, 1987. – 339 с.
87. *Вернадский В.И.* Философские мысли натуралиста. – М.: Наука, 1988. – 520 с.
88. *Вернадский В.И.* Труды по геохимии. – М.: Наука, 1994. – 496 с.
89. *Винберг Г.Г.* Первичная продукция водоемов. – Минск: Изд-во АН БССР, 1960. – 329 с.
90. *Винников С.Д., Проскуряков Б.В.* Гидрофизика. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 248 с.
91. *Виноградов А.П.* Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. – М.: Изд-во АН СССР, 1957. – 161 с.

92. *Виноградов А.П.* Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // *Геохимия*, 1962, № 7, с. 565–571.
93. *Виноградов В.И.* О миграции молибдена в зоне гипергенеза // *Геохимия*, 1957, № 2, с. 120–126.
94. *Виноградова О.В.* Особенности распределения полезного компонента в россыпях водотоков низких порядков в зависимости от типа русел // *Геоморфология*, 1978, № 3, с. 28–33.
95. *Владимиров Л.А.* Питание рек и внутригодовое распределение стока на территории Грузии. – Тбилиси: Мецниереба, 1964. – 250 с.
96. *Владов М.Л., Калинин В.В., Щеголькова Н.М. и др.* Опыт картирования газонасыщенных донных отложений городского участка р. Москвы // *Вода и Экология*, 2005, № 2, с. 53–60.
97. *Власова Л.К.* Речные наносы бассейна озера Байкал. – Новосибирск: Наука, 1983. – 132 с.
98. *Воейков А.И.* Избранные сочинения. Т. IV. – М.: Изд-во АН СССР, 1957. – 358 с.
99. *Войтинская Ю.А.* Снижение гидравлических сопротивлений трубопроводов, транспортирующих воду // *Водоснабжение и санитарная техника*, 1973, № 5, с. 5–8.
100. *Волков И.И.* Химические элементы в речном стоке и формы их поступления в море (на примере рек Черноморского бассейна) // *Проблемы литологии и геохимии осадочных пород и руд.* – М.: Наука, 1975, с. 85–113.
101. *Волох А.А.* Оценка уровня загрязнения атмосферного воздуха территорий хозяйственного освоения: Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – М., 1992. – 22 с.
102. *Волох А.А., Колесов А.А., Чернова А.Е.* Определение термоформ ртути методом атомной абсорбции // *Геохимические исследования городских агломераций.* – М., ИМГРЭ, 1998, с. 126–132.
103. *Волох А.А., Ревич Б.А.* Особенности микроэлементного состава атмосферного воздуха в зоне влияния различных типов производств // *Эколого-геохимические исследования в районах интенсивного техногенного воздействия.* – М.: ИМГРЭ, 1990, с. 128–133.
104. *Волох А.А., Янин Е.П.* Использование термического атомно-абсорбционного анализа для оценки техногенных аномалий ртути в реках // *Прикладная геохимия. Вып. 4: Аналитические исследования.* – М.: ИМГРЭ, 2003, с. 279–288.
105. *Волох А.А., Янин Е.П.* Выявление техногенных аномалий ртути в реках с использованием термического атомно-абсорбционного анализа // *Ртуть. Проблемы геохимии, экологии, аналитики.* – М.: ИМГРЭ, 2005, с. 126–133.
106. *Волощенко О.И., Ваикулат Н.П., Чегринцев Г.Я. и др.* Гигиеническая оценка суперфосфатов, изготовленных на основе алжирских фосфоритов // *Гигиена и санитария*, 1999, № 5, с. 18–20.
107. *Воронкевич С.Д.* Теоретические основы искусственного литогенеза // *Теоретические основы инженерной геологии.* – М.: Недра, 1985, с. 112–145.
108. *Вредные химические вещества. Неорганические соединения V–VIII групп:* Справ. изд. – Л.: Химия, 1989. – 592 с.
109. *Выбоч С.С., Крутина М.В., Хромов В.М.* Накопление тяжелых металлов как показатель загрязнения вод // *Вопросы современной альгологии*, 2016, № 1, с. 2.
110. *Галицкая И.В., Кашина Л.И., Саэт Ю.Е., Янин Е.П.* Влияние сельскохозяйственной и коммунально-бытовой деятельности на состояние водных систем в районе месторождений углекислых минеральных вод // *Эколого-геохимический анализ техногенного загрязнения.* – М.: ИМГРЭ, 1992, с. 42–49.
111. *Гапонцев Г.П., Кутляхметов А.Н.* Вопросы промышленного и бытового загрязнения ртутью городов Урала // IV Объединенный Междунар. симп. по проблемам прикладной геохимии, посв. памяти акад. Л.В. Таусона, 7–10 сентября 1994 г., Иркутск, Россия. Тезисы. – Иркутск, 1994, с. 38–39.
112. *Гапонюк Э.И., Бобовникова Ц.И., Кремленкова Н.П.* Фосфорные удобрения как возможный источник химического загрязнения почв // *Химия в сельском хозяйстве*, 1982, № 12, с. 40–42.
113. *Гармаш Г.А., Гармаш Н.Ф.* Влияние тяжелых металлов, вносимых в почву с осадком сточных вод, на урожайность пшеницы и качество продукции // *Агрохимия*, 1989, № 7, с. 69–75.
114. *Гедройц К.К.* Избранные сочинения в трех томах. Т. 1. – М.: Сельхозгиз, 1955. – 559 с.
115. *Геологический словарь.* Т. 1. – М.: Госгеолтехиздат, 1955. – 402 с.
116. *Геология и окружающая среда: Международное руководство в трех томах: Т. 2: Добыча полезных ископаемых и геологическая среда.* – М.: Внешторгиздат, 1990. – 260 с.
117. *Геология свинцово-цинковых месторождений Кавказа и закономерности их размещения.* – М.: Госгеолтехиздат, 1962. – 165 с.
118. *Геохимические барьеры в зоне гипергенеза.* – М.: Изд-во МГУ, 2002. – 395 с.
119. *Геохимия полициклических ароматических углеводородов в горных породах и почвах.* – М.: Изд-во МГУ, 1996. – 192 с.
120. *Герцева Н.С.* Обработка цианидсодержащих стоков. // *Экспресс-информация. Охрана окружающей среды на предприятиях цветной металлургии. Вып. 7.* – М.: ЦИИЭИ, 1983. – 7 с.
121. *Гипергенные окислы железа в геологических процессах.* – М.: Наука, 1975. – 207 с.

122. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. – М.: Высшая школа, 1988. – 328 с.
123. Глазовский Н.Ф. Геохимические проблемы мелиорации // Почвоведение, 1986, № 12, с. 18–23.
124. Глазовский Н.Ф. Эколого-геохимические проблемы орошаемого земледелия // Достижения и перспективы, 1987, № 57, с. 56–66.
125. Глазовский Н.Ф., Злобина А.И., Учватов В.П. Химический состав снежного покрова некоторых районов Верхнеокского бассейна. // Региональный экологический мониторинг. – М.: Наука, 1983, с. 67–86.
126. Глухов Г.Г., Зукау В.В., Нестерова Ю.В., Чикова И.В. Радиационный контроль в современных процессах нефтедобычи // Вестник науки Сибири, 2012, № 2 (3), с. 16–21.
127. Голева Р.В., Дубинчук В.Г. Значение экологической минералогии при оценке токсичности геохимических аномалий // Минералогические исследования в решении экологических проблем: Труды Конференции по экоминералогии, 29–30 января 1996 г. – М.: ИГЕМ РАН, 1998, с. 50–60.
128. Головин А.А., Морозова И.А., Ачкасов А.И. и др. Геохимическая оценка территории Восточного-Забайкальского полигона (по результатам многоцелевого геохимического картирования). – М.: ИМГРЭ, 1998. – 185 с.
129. Голосов В.Н. Исследования аккумуляции наносов на речных поймах: методические возможности и перспективы // Геоморфология, 2009, № 4, с. 39–45.
130. Голубковская Э.К. Биологические основы очистки воды. – М.: Высшая школа, 1978. – 268 с.
131. Гольдберг В.М., Газда С. Гидрогеологические основы охраны подземных вод от загрязнения. – М.: Недра, 1984. – 262 с.
132. Гончарук Е.И., Сидоренко Г.И. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве: Руководство. – М.: Медицина, 1986. – 320 с.
133. Горбунов К.В. Распад остатков высших водных растений и его экологическая роль в водоемах нижней зоны дельты Волги // Труды Всесоюзного гидробиологического об-ва, 1953, вып. 5, с. 158–203.
134. Горбунов Н.И. Высокодисперсные минералы и методы их изучения. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 302 с.
135. Гордеев В.В. Речной сток в океан и черты его геохимии. – М.: Наука, 1983. – 160 с.
136. Гордеев В.В. Геохимия системы река-море. – М.: ИП Матушкина И.И., 2012. – 452 с.
137. Гордеев В.В., Лисицын А.П. Средний химический состав взвесей рек Мира и питание океанов речным осадочным материалом // ДАН СССР, 1978, 238, № 1, с. 225–228.
138. Горлова Р.Н. Макрофиты – индикаторы состояния водоема // Водные ресурсы, 1992, № 6, с. 59–73.
139. Горная энциклопедия. Т. 1. – М.: Сов. энциклопедия, 1984. – 560 с.
140. Горная энциклопедия, т. 2. – М.: Сов. энциклопедия, 1985. – 575 с.
141. Горная энциклопедия, т. 3. – М.: Сов. энциклопедия, 1987. – 592 с.
142. Горцев В. И. География Мордовской АССР. – Саранск: Мордов. кн. изд-во, 1970. – 132 с.
143. Горшков С.П. О денудации суши и роли хозяйственной деятельности человека в ее ускорении // Известия ВГО, 1979, № 2, с. 106–112.
144. Горшков С.П. Концептуальные основы геоэкологии. – Смоленск: Изд-во СГУ, 1998. – 448 с.
145. Горшкова Е.И. Изменение органического вещества суходольных и степных почв под влиянием культуры риса: Автореф. дис. ... канд. сельскохозяйств. наук. – М., 1972. – 21 с.
146. ГОСТ 28492-90. Геохимические методы поисков твердых полезных ископаемых. Термины и определения. Издание официальное. – М.: Изд-во стандартов, 1990. – 9 с.
147. Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды г. Москвы в 1992 году». – М.: МЦФ ЭССО, 1993. – 168 с.
148. Грабовников В.А., Рубейкин В.З., Самсонов В.Г., Самсонова Л.М. Формирование и строение ореолов рассеяния вещества в подземных водах. – М.: Недра, 1977. – 136 с.
149. Грибанова Л.П., Гудкова В.Н., Корнеева В.М. Геоэкологические исследования, мониторинг и проектирование рекультивации Щербинского полигона твердых бытовых и промышленных отходов Московской области // Геологический вестник Центральные районы России, 1998, № 2–3, с. 73–76.
150. Григорян К.В., Каракешишян Г.С., Галстян А.Ш. Влияние загрязненных вод на содержание НРК в растениях // Биологический журнал Армении, 1986, 39, № 6, с. 478–482.
151. Грани гидрологии: Пер. с англ. – Л.: Гидрометеиздат, 1987. – 525 с.
152. Григорян С.В. Первичные геохимические ореолы при поисках и разведки рудных месторождений. – М.: Недра, 1987. – 408 с.
153. Григорян С.В., Морозов В.И. Вторичные литохимические ореолы при поисках скрытого оруденения. – М.: Наука, 1985. – 238 с.
154. Грим Р. Минералогия и практическое использование глин: Пер. с англ. – М.: Мир, 1967. – 511 с.

155. Грин Г.Б., Демин А.П., Федорова Б.Г. Канал Иртыш-Караганда. – М.: Наука, 1987. – 153 с.
156. Гришанцева Е.С., Сафронова Н.С., Федорова Л.П. Использование эпифитовзвеси при эколого-геохимической оценке состояния экосистемы Ивановского водохранилища // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Мат-лы VII Междунар. науч.-практ. конф. Семей: СГПИ, 2012.
157. Гришин Н.Н., Гритченко З.Г., Степанов А.В. Содержание чернобыльских и природных радионуклидов в донных отложениях московских рек // Экологические исследования в г. Москве и Московской области. Состояние водных систем. – М.: ИНИОН РАН, 1992, с. 180–184.
158. Громова Е.В. Минералогический состав осадков дельты р. Дона // ДАН СССР, 1953, т. 91, № 2, с. 393–395.
159. Данилов И.Д. Полярный литогенез. – М.: Недра, 1978. – 238 с.
160. Данюшевская А.И., Петрова В.И., Яшин Д.С. и др. Органическое вещество донных отложений полярных зон Мирового океана. – Л.: Недра, 1990. – 280 с.
161. Дачковская В.А., Гришин Н.Н., Корнеева И.А. и др. Вопросы влияния твердой фазы поверхностного стока г. Москвы на качество воды московских рек // Экологические исследования в г. Москве и Московской области. Состояние водных систем. – М.: ИНИОН РАН, 1992, с. 85–94.
162. Дедков А.П., Мозжерин В.И. Эрозия и сток наносов на Земле. – Казань: Изд-во Казанского ун-та, 1984. – 261 с.
163. Дедков А.П., Мозжерин В.И. Глобальный сток наносов в океан: природная и антропогенная составляющие // Эрозионные и русловые процессы. Вып. 3. М.: Изд-во МГУ, 2000, с. 15–23.
164. Дейвис А.В. Научные исследования по эвтрофикации района Норфолк-Бродз // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Тр. II сов.-англ. семинара. – Л.: Гидрометеиздат, 1981, с. 269–280.
165. Державин Г.Р. Записки. 1743–1812. – М.: Мысль, 2000. – 334 с.
166. Дёмина Л.Л. Формы миграции тяжелых металлов в океане. – М.: Наука, 1982. – 120 с.
167. Джамалов Р.Г., Зекцер И.С., Месхетели А.В. Поемный сток в моря и Мировой океан. – М.: Наука, 1977. – 94 с.
168. Дзюбан А.Н. Деструкция органического вещества и цикл метана в донных отложениях внутренних водоемов: Автореф. дис. ... док. биол. наук. – СПб., 2007. – 50 с.
169. Дзюбан А.Н. Опыт оценки эмиссии метана на водных объектах урбанизированных территорий в бассейне Рыбинского водохранилища // Водные ресурсы, 2010, № 4, с. 502–504.
170. Дикаревский В.С., Курганов А.М., Нечаев А.П., Алексеев М.И. Отведение и очистка поверхностных сточных вод. – Л.: Стройиздат, 1990. – 224 с.
171. Добровольский В.В. Гипергенез четвертичного периода. – М.: Мысль, 1966. – 238 с.
172. Добровольский Г.В. Почвы речных пойм центра Русской равнины. – М.: Изд-во МГУ, 2005. – 293 с.
173. Доклад об экологической ситуации в Республике Северная Осетия-Алания в 2016 году. – Владикавказ: Министерство природных ресурсов и экологии Республики Северная Осетия – Алания, 2017. – 107 с.
174. Докучаев В.В. Способы происхождения речных долин Европейской России. – СПб., 1878. – 229 с.
175. Дребеништедт К., Голик В.И., Разоренов Ю.И. История и перспективы выщелачивания металлов в РСО-Алания // Устойчивое развитие горных территорий, 2014, №4, с. 9–14.
176. Дривер Дж. Геохимия природных вод: Пер. с англ. – М.: Мир, 1985. – 440 с.
177. Дубина Д.В. Вища водна рослинність. – Киев: Фітосоціоцентр, 2006. – 412 с.
178. Дуплаков С.Н. Материалы к изучению перифитона // Труды Лимнологической станции в Косине, 1933, вып. 16, с. 9–160.
179. Евилевич А.З., Евилевич М.А. Утилизация осадков сточных вод. – Л.: Стройиздат, 1988. – 248 с.
180. Еленевский Р.А. Вопросы изучения и освоения пойм. – М.: ВАСХНИЛ, 1936. – 100 с.
181. Елпатьевский П.В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных геосистемах. – М.: Наука, 1993. – 253 с.
182. Елпатьевский П.В., Аржанова В.С. Воздействие горнорудных предприятий на гидрохимию природных вод в Приморье // Гидрогеологические аспекты в экологии: Сб. докл. 1-й Всес. науч.-техн. конф. «Геоэкология: проблемы и решения», Москва, апрель, 1990. – М.: ВСЕГИНГЕО, 1991, с. 146–154.
183. Емлин Э.Ф. Техногенез колчеданных месторождений Урала. – Свердловск: Изд-во Уральского ун-та, 1991. – 256 с.
184. Емлин Э.Ф., Конюхова Н.П., Ипатов В.Ю. Геохимические аспекты процесса урбанизации на Урале. – Свердловск: НТО Горное, 1988. – 55 с.
185. Емцев В.Т., Ницэ Л.К., Брук М.Х. Микробиологический диагенез в затопляемых почвах // Тез. докл. 8 Всес. съезда почвоведов, Новосибирск, 14–18 августа 1989 г. Книга 2. Комиссия 2–3. – Новосибирск, 1989, с. 215.

186. Еременко А.В., Ковалевская И.С., Алексеев А.О. Состав почвенных растворов степных ландшафтов и его изменение при орошении // Тез. докл. 8 Всес. съезда почвоведов, Новосибирск, 14–18 августа 1989 г. Кн. 5. Комиссия 6. – Новосибирск, 1989, с. 59.
187. Ермаков В.В., Летунова С.В., Конова Н.И. и др. Геохимическая экология организмов в условиях Южно-Ферганского ртутного субрегиона биосферы // Тр. Биогеохим. лаб., т. XXII. – М.: Наука, 1991, с. 24–69.
188. Еськов Б.Г. Инженерно-геологические особенности аллювия Верхнего Днепра. – Киев: Наукова думка, 1970. – 156 с.
189. Еськов Б.Г. Инженерно-геологические свойства аллювия Среднего Днепра. – Киев: Наук. Думка, 1977. – 195 с.
190. Еськов Б.Г. Сравнительная характеристика инженерно-геологических свойств аллювия и близких ему генетических типов отложений // Инженерная геология, 1979, № 3, с. 104–114.
191. Ефремова С.В., Стафеев К.Г. Петрохимические методы исследования горных пород. – М.: Недра, 1985. – 511 с.
192. Жежель Н.Г. О загрязнении дренажных вод минеральными удобрениями // Гидротехника и мелиорация, 1975, № 5, с. 105–107.
193. Жеребцов Ю.Д., Политиков М.И., Сикорский В.Ю. Технология ртутнометрических поисков рудных месторождений. – М.: Недра, 1992. – 176 с.
194. Жихарев А.М. Роль водной растительности в русловых процессах малых рек // <http://skyglobe.ru/referat/referat/76228>.
195. Загорский В.А. Влияние антропогенного воздействия на сток взвешенных наносов рек бассейна Белой и сопредельных территорий // Вопросы гидрологии и использования водных ресурсов. – Уфа, 1986, с. 53–64.
196. Загрязнение воздуха и жизнь растений: Пер. с англ. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 535 с.
197. Зайцева Е.Д. Емкость обмена катионов донных отложений северо-западной части Тихого океана // ДАН СССР, 1957, т. 113, № 5, с. 1106–1109.
198. Зарубина Е.Ю., Яныгина Л.В., Бурмистрова О.С. и др. Литоральные биоценозы как один из факторов устойчивости экосистемы Телецкого озера // Ползуновский вестник, 2005, № 4, с. 201–207.
199. Захарова Е.М. Минералогия россыпей. – М.: Недра, 1994. – 271 с.
200. Защита атмосферы от промышленных загрязнений: Справ. изд.: В 2-х ч. Ч. 1: Пер. с англ. – М.: Металлургия, 1988. – 760 с.
201. Зверев В.П. Роль подземных вод в миграции химических элементов. – М.: Недра. 1982. – 186 с.
202. Зверев В.П. Энергетика гидрогеохимических процессов современного седиментогенеза (на примере Юго-Западного Кавказа). – М.: Наука, 1983. – 136 с.
203. Зенин А.А., Погадаев Г.И., Цыцарин Г.В. Гидрохимическая характеристика рек Восточного Забайкалья // Гидрохим. мат-лы, 1967, т. 15, с. 3–16.
204. Зернов С.А. Общая гидробиология. – М.-Л.: Биомедгиз, 1934. – 503 с.
205. Золотухина Е.Ю., Гавриленко Е.Е., Бурдин К.С. Некоторые аспекты накопления и выведения ионов металлов водными макрофитами // Биологические науки, 1990, № 12, с. 110–117.
206. Золошлаковые материалы и золоотвалы. – М.: Энергия, 1978. – 295 с.
207. Зорина Е.Ф. Овражная эрозия: Закономерности и потенциал развития. – М.: ГЕОС, 2003. – 170 с.
208. Зубенко И.Б. Десорбция хрома из донных отложений в зависимости от содержания фульвокислот в условиях эксперимента // Наук. праці УкрНДГМІ, 2006, вып. 255, с. 113–116.
209. Зуфарова Н.А. Органическое вещество и нефтегазоносность верхнепротерозойских образований Башкирии. – М.: Наука, 1976. – 107 с.
210. Иванова А.М., Коновалов Г.С. О механическом и минералогическом составе взвешенных веществ некоторых рек Советского Союза // Гидрохим. мат-лы, 1971, т. 55, с. 79–89.
211. Ивлиева О.В. Техногенная седиментация Таганрогского залива (Азовское море): Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Ростов-на-Дону, 1997. – 23 с.
212. Ивлиева О.В., Ищенко А.А. О загрязнении береговой зоны Азовского моря твердыми отходами металлургического производства // Мат-лы IX съезда Географ. об-ва СССР. – Казань, 1990, с. 110–111.
213. Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение природных сред в результате аварии на Чернобыльской атомной станции. – М.: Изд-во «Комтехпринт», 2006. – 28 с.
214. Израэль Ю.А., Квасникова Е.В., Назаров И.М. и др. Атлас радиоактивного загрязнения европейской части России, Белоруссии и Украины – итог радиационного мониторинга после аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология, 1999, № 9, с. 5–16.
215. Ильин В.Б. Элементный химический состав растений. – Новосибирск: Наука, 1985. – 129 с.
216. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. – Новосибирск: Наука, 1991. – 151 с.

217. *Исмаилов Т.Т., Голик В.И., Дольников Е.Б.* Специальные способы разработки месторождений полезных ископаемых. – М.: Издательство МГГУ, 2008. – 331 с.
218. Использование сточных вод для орошения земель. – М.: Колос, 1983. – 167 с.
219. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях: Пер. с англ. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
220. *Казак В.Г., Ангелов А.И.* Эколого-геохимическая оценка фосфатного сырья // Тр. НИУИФБ, 1994, вып. 263, с. 109–118.
221. *Казак В.Г., Ангелов А.И.* Оценка содержания экологически контролируемых примесей в фосфатном сырье и фосфорсодержащих удобрениях // Химическая промышленность, 1999, № 11, с. 700–707.
222. *Казанский Ю.П.* Выветривание и его роль в осадконакоплении. – М.: Наука, 1969. – 127 с.
223. *Казанский Ю.П.* Седиментология. – Новосибирск: Наука, 1976. – 271 с.
224. *Каздым А.А.* Аутигенные биоминералы культурных слоев и почвогрунтов // Минералогия и жизнь: биоминеральные гомологии: Докл. 3 Междунар. семинара. Сыктывкар, 5-8 июня, 2000. – Сыктывкар: Геопринт, 2000, с. 93–94.
225. *Каздым А.А.* Техногенные минералы культурных слоев города // Минералогия техногенеза – 2001. – Миасс: ИМин УрО РАН, 2001, с. 40–61.
226. *Каздым А.А.* Культурный слой как один из видов техногенного литогенеза и его литогеохимические особенности // Минералогия техногенеза – 2002. – Миасс: ИМин УрО РАН, 2002, с. 226–247.
227. *Калинин А.В., Калинин В.В., Мусатов А.А. и др.* Методика, техника и результаты комплексных геофизических исследований на акватории р. Москвы // Геологические проблемы Московской агломерации. – М.: Изд-во МГУ, 1991, с. 80–138.
228. *Калиниченко В.П., Минкин М.Б.* Трансформация структуры почвенного покрова при ирригации // Почвоведение, 1993, № 1, с. 70–76.
229. *Камболов А.Н.* Формирование хвостохранилищ обогатительных фабрик // Научный альманах, 2015, № 8 (10), с. 1201–1203.
230. *Караганда.* Карагандинская область: Энциклопедия. – Алма-Ата: Гл. ред. Казахской советской энциклопедии, 1986. – 713 с.
231. *Каражанов К.Д., Хайбуллин А.С., Малетин А.М., Рукавишников А.А.* Влияние орошения на почвенно-мелиоративное состояние черноземов Северного Казахстана // Тез. докл. Всес. съезда почвоведов, Новосибирск, 14–18 августа 1989 г. Кн. 5. Комиссия 6. – Новосибирск, 1989, с. 67.
232. *Карасик М.А., Кирикилица С.И., Герасимова Л.И.* Атмогеохимические методы поисков рудных месторождений. – М., Недра, 1986. – 247 с.
233. *Карелин А.О., Карелин О.Н., Лучкевич В.С. и др.* Сооружения по очистке городских канализационных стоков как источники загрязнения атмосферы // Гигиена и санитария, 2000, № 3, с. 12–14.
234. *Касатиков В.А.* Влияние осадков городских сточных вод на микроэлементный состав почвы // Почвоведение, 1991, № 9, с. 41–49.
235. *Касатиков В.А., Руник В.Е., Касатикова С.М., Шабардина Н.П.* Влияние осадков городских сточных вод на микроэлементный состав дерново-подзолистой супесчаной почвы // Агрохимия, 1992, № 4, с. 85–89.
236. *Касимов Н.С.* Экогеохимия ландшафтов. – М.: ИП Филимонов М.В., 2013. – 208 с.
237. *Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М.* Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. – М.: АПР, 2016. – 276 с.
238. *Катанская В.М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
239. *Качур А.Н., Скирина И.Ф. и др.* Накопление тяжелых металлов в картофеле и лишайниках в условиях техногенных аномалий // 9-я Всес. конф. по проблемам микроэлементов в биологии. – Кишинев: Штиинца, 1981, с. 28–29.
240. *Кауричев И.С., Панов Н.П., Розов Н.Н. и др.* Почвоведение. – М.: Агропромиздат, 1989. – 719 с.
241. *Кац Д.М.* Влияние орошения на грунтовые воды. – М.: Колос, 1976. – 271 с.
242. *Кашина Л.И., Янин Е.П.* Природно-техногенная гиперфторовая биогеохимическая провинция в центральных районах Мордовии (формирование, геохимические особенности, экологические последствия) // Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы (Тр. Биогеохим. лаб., т. 24). – М.: Наука, 2003, с. 157–173.
243. *Кендэл М.* Временные ряды: Пер. с англ. – М.: Финансы и статистика, 1981. – 199 с.
244. *Кизильштейн Л.Я.* Уголь и радиоактивность // Химия и жизнь, 2006, № 2, с. 24–29.
245. *Кизильштейн Л.Я., Мостовой П.П., Карич В.Г. и др.* Экологические и экономические последствия загрязнения речных вод тяжелыми металлами // Гидрохим. мат-лы, 1987, т. 17, с. 3–182.
246. *Ким Г.В.* Водоросли перифитона Телецкого озера // Сибир. экологич. журнал, 2011, № 1, с. 33–41.

247. Ключанова И.А., Кудерина Т.М., Кузнецов Н.Т., Ромашкевич А.И. Влияние почвенного покрова на формирование взвешенных наносов рек Центрального Кавказа // Почвоведение, 1991, № 11, с. 5–13.
248. Кнороз В.С. Естественная отметка русел, образованных материалами неоднородной крупности // Изв. ВНИИГ, 1962, т. 70, с. 21–51.
249. Ковда В.А. Происхождение и режим засоленных почв. – М.-Л.: Изд-во АН СССР. – Т. 1 – 1946 – 568 с. Т. 2 – 1947 – 375 с.
250. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. – М.: Наука, 1985. – 261 с.
251. Кокин К.А. О роли погруженных макрофитов в самоочищении воды // Тр. Всес. гидробиол. об-ва, 1963, т. 14, с. 234–247.
252. Колотов Б.А. Гидрогеохимия рудных месторождений. – М.: Недра, 1992. – 234 с.
253. Колотов Б.А. Прогноз экологической опасности при разработке рудных месторождений // Экология и экономика природопользования. Тез. докл. науч.-практ. конф. – М., 1995, с. 67–68.
254. Колотов Б.А., Крайнов С.Р., Рубейкин В.З. и др. Основы гидрогеохимических поисков рудных месторождений. – М.: Недра, 1983. – 199 с.
255. Колотов Б.А., Янин Е.П., Калугин Д.Е. Проблемы геоэкологии рудных районов в зонах взаимодействия литосферы и гидросферы // CD-ROM: Всерос. съезд геологов и науч.-практ. Геологическая конференция «Геологическая служба и минерально-сырьевая база России на пороге XXI века. Тез. докл. Кн. 4. – СПб.: ВСЕГЕИ, 2000, с. 330–331.
256. Комулайнен С.Ф. Перифитон реки Кенти // Влияние техногенных вод горно-обогатительного комбината на водоемы системы реки Кенти. – Петрозаводск, 1995, с. 47–60.
257. Комулайнен С.Ф. Перифитон рек Ленинградской, Мурманской областей и Республики Карелия. – Петрозаводск, 1996. – 39 с.
258. Комулайнен С.Ф. Фитоперифитон рек Республики Карелия // Ботанический журнал, 2004, т. 89, № 3, с. 18–35.
259. Комулайнен С.Ф. Экология фитоперифитона малых рек Восточной Финляндии. – Петрозаводск, 2004. – 182 с.
260. Кондратьев Н.Е., Попов И.В., Смирнов Б.Ф. Основы гидроморфологической теории руслового процесса. – Л.: Гидрометеиздат, 1982. – 272 с.
261. Кононова М.М. Органическое вещество почвы. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 314 с.
262. Кононова М.М., Бельчикова Н.П. Ускоренные методы определения состава гумуса минеральных почв // Почвоведение, 1961, № 10, с. 75–87.
263. Константинова И.М. Состав речных илов и распределение в них рудных элементов на участках потоков рассеяния в Восточном Забайкалье: Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Иркутск, 1970. – 31 с.
264. Константинова И.М. Состав речных илов и распределение в них рудных элементов на участках потоков рассеяния в Восточном Забайкалье // Ежегодник-1969 Института геохимии СО АН СССР. – Иркутск: Сибгеохи, 1970, с. 231–235.
265. Константинова И.М., Поликарпов В.В. Обнаружение слабых потоков рассеяния с использованием органической фракции илов и железистых пленок на минералах // Ежегодник-1968 Института геохимии СО АН СССР. – Иркутск: Сибгеохи, 1969, с. 236–239.
266. Коплан-Дикс И.С., Назаров Г.В., Кузнецов В.К. Роль минеральных удобрений в эвтрофировании вод суши. – Л.: Наука, 1985. – 181 с.
267. Костюковский В.И. Динамика ландшафтов Центрального Казахстана при водохозяйственном освоении. – М.: Наука, 1988. – 159 с.
268. Косятова В.А., Левшина Н.А., Эйнон Л.О. Эпифитон макрофитов-эдификаторов Ивановского водохранилища и его влияние на формирование качества природной воды // Водные ресурсы, 1990, № 3, с. 81–88.
269. Косятова В.А., Эйнон Л.О. Эпифитон пресноводных водоемов и его роль в формировании качества воды // Водные ресурсы, 1992, № 5, с. 110–121.
270. Котлов Ф.В. Изменение геологической среды под влиянием деятельности человека. – М.: Наука, 1978. – 263 с.
271. Крайнов С.Р., Закутин В.П. Загрязнение подземных вод в сельскохозяйственных регионах. – М.: Геоинформмарк, 1993. – 86 с.
272. Красильников А.П. Справочник по антисептике. – Минск: Выш. школа, 1995. – 367 с.
273. Красинцева В.В., Кузьмина Н.П., Сенявин М.М. Формирование минерального состава речных вод. – М.: Наука, 1977. – 176 с.
274. Крафт С.Л. Формирование радиационных показателей в процессе гидрозолеудаления и хранения золошлаковых отходов бурогоугольных ТЭС (на примере Березовской ГРЭС-1): Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2010. – 23 с.

275. Крикунов Е.А., Лобырев Ф.С., Бурминский В.А. и др. Оценка состояния ихтиофауны реки Москвы в зоне влияния станций аэрации // Вода и экология. Проблемы и решения, 2005, № 2, с. 42–52.
276. Криночкин Л.А., Тюленева В.М., Голева Р.В. Признаки техногенного загрязнения потоков рассеяния Рудного Алтая // Геоэкологические исследования и охрана недр. – М.: Геоинформмарк, 1994, вып. 1, с. 39–54.
277. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. – М.: Минприроды РФ, 1992. – 58 с.
278. Критерии санитарно-гигиенического состояния окружающей среды. Вып. 1. Ртуть: Пер. с англ. – Женева: ВОЗ; Москва: Медицина, 1979. – 149 с.
279. Крупные животноводческие комплексы и окружающая среда. – М.: Медицина, 1980. – 255 с.
280. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. – М.: ИздАТ, 2000. – 384 с.
281. Кудрявцева Д.Д. Физико-химические свойства донных (иловых) отложений Волжского отрога Рыбинского водохранилища // Тр. Биол. станции Борок, 1950, вып. 1, с. 97–104.
282. Кузин П.С. Классификация рек и гидрологическое районирование СССР. – Л.: Гидрометеоздат, 1960. – 455 с.
283. Кузменко И.Т., Павлова М.П., Богомоллова Р.Т. и др. Почвы и первичная биологическая продуктивность пойм рек Центральной России. – М.: Наука, 1977. – 145 с.
284. Кузьмин И.А. Русловые процессы и их изменение под воздействием гидротехнических сооружений // Труды Гидропроекта, 1973, сб. 30, с. 37–73.
285. Кузнецов В.А. Геохимия аллювиального литогенеза. – Минск: Наука и техника, 1973. – 280 с.
286. Кузнецов В.А. Геохимия речных долин. – Минск: Наука и техника, 1986. – 303 с.
287. Кузнецов В.А. Геохимические барьеры и их положение в речных долинах // Літасфера, 1998, № 8, с. 27–33.
288. Кузнецов В.А., Генералова В.А. Радионуклиды и коллоидные соединения марганца в ландшафтах // Літасфера, 1994, № 1, с. 146–159.
289. Кузнецов В.А., Генералова В.А. Коллоидные соединения алюминия и радиоизотопы в ландшафтах Беларуси // Літасфера, 1998, № 8, с. 119–124.
290. Кузнецов В.А., Генералова В.А. Радионуклиды и коллоидные соединения титана в ландшафтах // Літасфера, 1999, № 10–11, с. 118–124.
291. Кузнецов В.А., Жуховицкая А.Л., Шимко Г.А., Каган Л.М. Формы микроэлементов в почвах, орошаемых животноводческими стоками // Доклады АН БССР, 1991, 35, № 1, с. 76–79.
292. Кузнецов В.Г. Литология. Осадочные горные породы и их изучение: Учеб. пособие для вузов. – М.: ООО «Недра-Бизнесцентр», 2007. – 511 с.
293. Кузнецов В.Г. Эволюция осадочного породообразования в истории Земли. – М.: Научный мир, 2016. – 212 с.
294. Кузнецов С.И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность. – Л.: Наука, 1970. – 518 с.
295. Кузнецов С.И., Саралов А.И., Назина Т.Н. Микробиологические процессы круговорота углерода и азота в озерах. – М.: Наука, 1985. – 213 с.
296. Кукал З. Скорость геологических процессов: Пер. с чешск. – М.: Мир, 1987. – 246 с.
297. Кукушкин Ю.Н. Соединения высшего порядка. – Л.: Химия, 1991. – 112 с.
298. Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Влияние экологических метаболитов на накопление радиоизотопов пресноводными растениями // Взаимодействие между водой и живым веществом. Тр. Междунар. симп. Т. II. – М.: Наука, 1979, с. 62–66
299. Кульский Л.А. Теоретическое обоснование технологии очистки воды. – Киев: Наукова думка, 1968. – 128 с.
300. Куприянов В.В. Гидрологические аспекты урбанизации. – Л.: Гидрометеоздат, 1977. – 180 с.
301. Лаврушин Ю.А. Типы четвертичного аллювия нижнего Енисея. – М.: Изд-во АН СССР, 1961. – 95 с.
302. Лаврушин Ю.А. Аллювий равнинных рек субарктического пояса и перигляциальных областей материковых оледенений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 266 с.
303. Лазаренко А.А. Литология аллювия равнинных рек гумидной зоны. – М.: Наука, 1964. – 236 с.
304. Ламакин В.В. О динамических особенностях аллювиальных отложений // ДАН СССР, 1947, 57, № 1, с. 65–68.
305. Ламакин В.В. Динамические фазы речных долин и аллювиальных отложений // Землеведение, 1948, т. 2 (42), с. 154–187.
306. Лапин И.А., Едигарова И.А. Взаимодействие экзометаболитов водных организмов с ионами тяжелых металлов в природных водах (обзор) // Гидробиологический журнал, 1990, 26, № 2, с. 3–11.
307. Лапин И.А., Красюков В.Н. Роль гумусовых веществ в процессах комплексобразования и миграции металлов в природных водах // Водные ресурсы, 1986, № 1, с. 134–145.

308. *Ларионов Г.А.* Эрозия и дефляция почв: основные закономерности и количественные оценки. – М.: Изд-во МГУ, 1993. – 198 с.
309. *Ларионов Г.А., Литвин Л.Ф.* Эрозия почв в бассейне реки Баксан // Природопользование Приэльбрусья. – М.: Географ. ф-т МГУ, 1992, с. 114–119.
310. *Латыпова В.З., Селивановская С.Ю.* Некоторые аспекты нормирования качества и утилизации осадков сточных вод // Экологическая химия, 1999, 8, № 2, с. 119–129.
311. *Леонова Г.А.* Биогеохимическая индикация природных и техногенных концентраций химических элементов в компонентах водных экосистем (на примере водоемов Сибири) // Электронный журнал «ИССЛЕДОВАНО в РОССИИ» / <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2004/197pdf>.
312. *Леонова Г.А., Бобров В.А.* Геохимическая роль планктона континентальных водоемов Сибири в концентрировании и биоседиментации микроэлементов. – Новосибирск: Акад. изд-во «Гео», 2012. – 314 с.
313. *Лёр Р.* Переработка и использование сельскохозяйственных отходов: Пер. с англ. – М.: Колос, 1979. – 415 с.
314. *Лидер М.* Седиментология. Процессы и продукты: Пер. с англ. М.: Мир, 1986. – 439 с.
315. *Линник П.Н.* Комплексообразующая способность природных вод и методы ее определения (обзор) // Гидрохим. мат-лы, 1989, т. CVI, с. 78–101.
316. *Линник П.Н., Набиванец Б.И.* Методы исследования состояния ионов металлов в природных водах // Водные ресурсы, 1980, № 5, с. 148–179.
317. *Линник П.А., Набиванец Б.И.* Комплексообразование ионов металлов в природных водах // Гидробиологический журнал, 1983, 19, № 3, с. 83–95.
318. *Линник П.Н., Набиванец Б.И.* Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.
319. *Лихачева Т.В.* Флора макрофитов Удмуртии // Электронный научный журнал «Исследовано в России» // <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2006/262.pdf>.
320. *Лопатин Г.В.* Наносы рек СССР. – М.: Географгиз, 1952. – 366 с.
321. *Лотош В.Е.* Утилизация канализационных стоков и осадков // <http://lotosh.1gb.ru/fopp/txt/sewageutil.pdf>.
322. *Лубченко И.Ю.* Геохимия свинца в осадках современных водоемов. – М.: Наука, 1977. – 78 с.
323. *Лукашев В.К., Окунь Л.В.* Загрязнение тяжелыми металлами окружающей среды г. Минска. – Минск: ИГН АНБ, 1996. – 80 с.
324. *Лукучцова П.П., Козлов О.Ю., Крупный Г.И. и др.* Радиационная безопасность строительных материалов и промышленных отходов: Препринт ИФВЭ2000 -28. – Протвино, 2000. – 6 с.
325. *Лунев Б.С.* Дифференциация осадков в современной аллювии. Пермь: Изд-во Пермского ун-та, 1967. – 333 с.
326. *Лурье П.М.* Водные ресурсы и водный баланс Кавказа. – СПб.: Гидрометеиздат, 2002. – 506 с.
327. *Ляхович В.В.* Связь оруденения с магматизмом (Тырныауз). М.: Недра, 1976. – 336 с.
328. *Лычагина Н.Ю., Касимов Н.С., Лычагин М.Ю.* Биогеохимия макрофитов дельты Волги. – М.: Географический ф-т МГУ, 1998. – 84 с.
329. *Львович М.И.* Вода и жизнь: водные ресурсы, их преобразование и охрана. – М.: Мысль, 1986. – 254 с.
330. *Львович М.И., Черногаева Г.М.* Преобразование водного баланса территории г. Москвы // Изв. АН СССР, сер. географ., 1976, № 3, с. 52–60.
331. *Ляшенко С.И., Данилов С.Р., Потапов Е.Т.* Экологические аспекты загрязнения курортных ресурсов Кавказских Минеральных Вод // Пути уменьшения антропогенного воздействия на природные курортные ресурсы: Тез. докл. Респ. научн.-практ. конф., Одесса, 9–11 октября 1990. – Одесса, 1990, с. 19–20.
332. *Макаревич Т.А.* Продукция перифитона в пресных водах // Итоги гидробиологических исследований водных экосистем Белоруссии. – Минск: Университетское, 1988, с. 54–63.
333. *Маккаев Н.И.* Русло реки и эрозия в ее бассейне. – М.: Изд-во АН СССР, 1955. – 348 с.
334. *Маккаев Н.И.* Сток и русловые процессы. – М.: Изд-во МГУ, 1971. – 115 с.
335. *Маккаев Н.И.* Эрозионно-аккумулятивные процессы и рельеф русла реки. Избранные труды. – М.: Изд-во МГУ, 1998. – 285 с.
336. *Маккаев Н.И., Чалов Р.С.* Русловые процессы. – М.: Изд-во МГУ, 1986. – 264 с.
337. *Максимович Н.Г., Меньшикова Е.А., Блинов С.М.* Некоторые техногенные минералы Уральского региона // Минералогия техногенеза – 2000. – Миасс: ИМин УрО РАН, 2000, с. 62–67.
338. *Малые реки (Вопросы географии, сб. 118).* – М.: Мысль, 1981. – 223 с.
339. *Мальковский В.И., Пэк А.А.* Влияние коллоидов на перенос радионуклидов подземными водами // Геология рудных месторождений, 2009, № 2, с. 91–106.

340. Мандыч А.Ф. Влияние волн паводков горных рек на расход наносов // Метеорология и гидрология, 1966, № 2, с. 41–43.
341. Мандыч А.Ф. Величина твердого стока рек западной Грузии // Вестник Моск. ун-та, сер. географ., 1967, № 2. с. 134–137.
342. Мандыч А.Ф. Твердый сток рек Западной Грузии: Автореф. дис ... канд. геогр. наук. – М., 1967. – 24 с.
343. Манская С.М., Кодина Л.А. Геохимия лигнина. – М.: Недра, 1975. – 232 с.
344. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. – М.: Атомиздат, 1976. – 224 с.
345. Маркелов М.В., Голосов В.Н., Беляев В.Р. Изменение скорости аккумуляции наносов на поймах малых рек в центре Русской равнины // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География, 2012, № 5, с. 70–75.
346. Мартынова М.В. Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ. – М.: Наука, 1984. – 160 с.
347. Мартынова М.В. Об участии макрофитов в процессе обмена соединениями азота и фосфора между донными отложениями и водой // Водные ресурсы, 1985, № 1, с. 115–120.
348. Мартынова М.В. Донные отложения как составляющая лимнических экосистем. – М.: Наука, 2010. – 243 с.
349. Мартынова М.В. Об источниках газообразного азота в озерных отложениях // Экологическая химия, 2002, 11(3), с. 196–200.
350. Марш Г. Человек и Природа или о влиянии человека на изменение физико-географических условий природы: Пер. с англ. – СПб.: Изд. Полякова и К°, 1866. – 587 с.
351. Матвеев Н.П. Состояние пойм малых рек Московской области, их использование и охрана // Малые реки центра Русской равнины, их использование и охрана. – М.: МФ ВГО, 1988, с. 61–70.
352. Мауричева Т.С. Количественная оценка поступления радионуклидов в окружающую среду при работе угольных ТЭЦ (на примере ТЭЦ-1 г. Северодвинска): Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – М., 2007. – 20 с.
353. Медоуз Д.Х., Медоуз Д.Л., Рандерс Й. За пределами роста: Пер. с англ. – М.: Прогресс-Пангея, 1994. – 304 с.
354. Мейсон Б. Основы геохимии: Пер. с англ. – М.: Недра, 1971. – 312 с.
355. Мелентьев Г.Б. Инновационный потенциал техногенных ресурсов России и роль технологической геохимии в их изучении и оценке перспектив комплексного промышленного использования // Технологическая минералогия природных и техногенных месторождений. Сб. статей IX семинара по технологической минералогии. – Петрозаводск: КНЦ РАН, 2015, с. 8–30.
356. Мельник И.А., Карпец И.П. Биогумус на приусадебном участке // Химизация сельского хозяйства, 1991, № 4, с. 91–96.
357. Меньшикова Е.А. Техногенные частицы в аллювиальных отложениях рек Урала // Перспективы развития естественных наук на Западном Урале. Мат-лы междунар. науч. конф. Т. II. – Пермь, 1996, с. 63–64.
358. Меньшикова Е.А., Осовецкий Б.М. Техногенные сферулы современных аллювиальных отложений рек Урала // Минералогия техногенеза – 2000. – Миасс: ИМин УрО РАН, 2000, с. 166–168.
359. Меньшикова О.А., Храмцова Т.Г., Стом Д.И. Доочистка сточных вод животноводческих комплексов макрофитами // Водные ресурсы, 1994, № 3, с. 383–384.
360. Мережко А.И. Роль высших водных растений в самоочищении водоемов // Гидробиологический журнал, 1973, 9, № 4, с. 118–125.
361. Мережко А.И. Эколого-физиологические особенности высших водных растений и их роль в формировании качества воды: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – М., 1978. – 46 с.
362. Методические рекомендации по литохимическим методам поисков рудных месторождений по вторичным ореолам рассеяния. – М.: ИМГРЭ, 1993. – 191 с.
363. Методические рекомендации по литохимическим методам поисков рудных месторождений по потокам рассеяния. – М.: ИМГРЭ, 1992. – 164 с.
364. Методическое руководство по петрографо-минералогическому изучению глин. – М.: Госгеолтехиздат, 1957. – 448 с.
365. Милло Ж. Геология глин: Пер. с фр. – М.: Недра, 1968. – 359 с.
366. Минеральные ресурсы мира на начало 1997 года. – М.: ГНПП «Аэрогеология», 1998. – 738 с.
367. Минкин М.Б., Калинин В.П., Садименко П.А. Регулирование гидрологического режима комплексных солонцовых почв. – Ростов-на-Дону, 1986. – 231 с.
368. Мир 80-х годов: Пер. с англ. – М.: Прогресс, 1989. – 496 с.
369. Мирихулава Ц.Е. Основы физики и механики эрозии русел. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 303 с.
370. Мозжерин В.И., Курбанова С.Г. Деятельность человека и эрозионно-русовые системы Среднего Поволжья. – Казань: Арт Дизайн, 2004. – 128 с.

371. Молоков М.В., Шифрин В.Н. Очистка поверхностного стока с территорий городов и промышленных площадок. – М.: Стройиздат, 1977. – 104 с.
372. Морозова О.Г., Гаевский Н.А., Репях С.М. и др. Влияние затопленных растительных остатков на формирование гидрохимического режима водоема-охладителя Березовской ГРЭС-1. 5. Влияние альгофлоры водоема-охладителя на качество воды // Химия растительного сырья, 2001, № 3, с. 123–126.
373. Морозов А.Н. Особенность концепции и особенности местных методик, используемых для вычисления водопотребления растений и графиков полива, ФАО в НИЦ МКВК, 1997 // http://water-salt.narod.ru/rosk_met.htm.
374. Мосинец В.Н., Грязнов М.В. Горные работы и окружающая среда. – М.: Недра, 1978. – 192 с.
375. Мунтяну Г.Г., Мунтяну В.И. Биоиндикация ртутного загрязнения Дубоссарского водохранилища // Водные ресурсы, 2005, № 4, с. 464–469.
376. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния: Пер. с англ. – М.: Мир, 1987. – 288 с.
377. Муравейский С.Д. Процесс стока как географический фактор // Известия АН СССР. Сер. геогр. и геофиз., 1946, т. 10, № 3, с. 293–300.
378. Муравейский С.Д. Роль географических факторов в формировании географических комплексов // Вопросы географии, 1948, вып. 9, с. 95–110.
379. Мустафин С.К., Минигазимов Н.С., Зайнуллин Х.Н. и др. Проблемы ртутной безопасности Южного Урала // Экологические проблемы промышленных зон Урала. Т. 1. – Магнитогорск: МГМА, 1998, с. 148–154.
380. Набиванец Б.И., Линник П.Н. Методика исследования комплексообразования марганца в природных водах // Проблемы охраны вод, 1978, вып. 9, с. 23–29.
381. Набиванец Б.И., Линник П.Н., Калабина Л.В. Кинетические методы анализа природных вод. – Киев: Наукова думка. 1981. – 138 с.
382. Набиванец Б.И., Линник П.Н. Методика исследования комплексообразования марганца в природных водах // Проблемы охраны вод. Вып. 9. – Харьков, 1978, с. 23–29.
383. Назаров А.Г. Геохимия высокогорных ландшафтов. – М.: Наука, 1974. – 198 с.
384. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов: Пер. с англ. – М.: Мир, 1993. – 366 с.
385. Несмеянов С.А., Воейкова О.А., Каздым А.А., Макаров В.И. Техногенные образования как геологическая формация // Геоэкология, 2009, № 5, с. 387–398.
386. Нечаев А.П. Поверхностный сток: проблемы и пути их решения // Водоснабжение и санитарная техника, 1992, № 6, с. 2–4.
387. Никаноров А.М., Страдомская А.Г. Химический состав органических и минеральных веществ иловых донных отложений незагрязненных водных объектов // Водные ресурсы, 2006, № 1, с. 71–77.
388. Николаев Н.И. Новейшая тектоника и геодинамика литосферы. – М.: Недра, 1988. – 492 с.
389. Николишин И.Я., Воронская Г.Н., Алексеева Н.Г. Исторический мониторинг состояния загрязнения окружающей природной среды (обзор методов) // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 2. – Л.: Гидрометеиздат, 1979, с. 125–133.
390. Новиков А.П., Калмыков С.Н., Ткачев В.В. Формы существования и миграции актиноидов в окружающей среде // Российский химический журнал, 2005, т. XLIX, № 2, с. 119–126.
391. Новиков В.С., Губанов И.А. Школьный атлас-определитель высших растений. – М.: Просвещение, 1985. – 239 с.
392. Нойкирхен Г. Мореплавание вчера и сегодня. – Л.: Судостроение, 1977. – 183 с.
393. Новокрещёнов А.П., Волох А.А. Возможности применения термоформ ртути в экологическом мониторинге // Эколого-геохимические проблемы ртути. – М.: ИМГРЭ, 2000, с. 125–129.
394. Нормы и рационы кормления сельскохозяйственных животных: Справ. пособие. – М.: Агропромиздат, 1986. – 352 с.
395. Общая гидрология (гидрология суши). – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 422 с.
396. Овчарова Е.П., Хомич В.С., Кадацкая О.В. и др. Методические подходы к оценке загрязнения донных отложений реки тяжелыми металлами (на примере р. Свислочи) // Природопользование, 2016, вып. 30, с. 50–58.
397. Овчинников Л.Н. Прикладная геохимия. – М.: Недра, 1990. – 247 с.
398. Огородникова Е.Н., Ковылин Ю.А., Николаева С.К. Минеральный состав зол гидроудаления Березовской ГРЭС – источник загрязнения природной среды // Геоэкология, 1994, № 2, с. 58–66.
399. Оллиер К. Выветривание: Пер. с англ. – М.: Недра, 1987. – 348 с.
400. Онищенко Т.Л., Киселева Е.С., Горбунов А.В. Биогеохимическая оценка воздействия минеральных удобрений // Биогеохимические методы при изучении окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 1989, с. 85–105.
401. Онищенко Т.Л., Ревич Б.А. Геохимические принципы экологической экспертизы проектирования промышленных объектов // Эколого-геохимические исследования в районах интенсивного техногенного воздействия. – М.: ИМГРЭ, 1990, с. 118–123.

402. *Онищенко Т.Л., Сает Ю.Е., Смирнова Р.С., Трефилова Н.Я.* Загрязнение сельскохозяйственных почв в связи с антропогенным воздействием // Новые области применения геохимических методов. – М.: ИМГРЭ, 1981, с. 3–7.
403. *Опекунов А.Ю.* Особенности техногенного загрязнения донных осадков водотоков в условиях сульфатредукции // Экологические проблемы бассейнов крупных рек – 2: Тез. докл. Междунар. конф., Тольятти, 14–18 сент., 1998. – Тольятти, 1998, с. 152–153.
404. *Опекунов А.Ю.* К вопросу классификации техногенных илов // Сергеевские чтения. Вып. 6: Инженерная геология и охрана геологической среды. – М.: ГЕОС, 2004, с. 86–90.
405. *Опекунов А.Ю.* Влияние техногенного воздействия на геохимическую структуру современных донных осадков // Вестник СПбГУ. Серия 7, 2004, вып. 2, с. 70–80.
406. *Опекунов А.Ю.* Геохимия и литодинамика аквального техноседиментогенеза: Автореф. дис. ... док. геол.-мин. наук. – СПб., 2004. – 44 с.
407. *Опекунов А.Ю.* Аквальный техноседиментогенез. – СПб.: Наука, 2005. – 278 с.
408. *Опекунов А.Ю.* Экологическая седиментология. – СПб.: Изд-во С.-Петербургского ун-та, 2012. – 224 с.
409. *Опекунов А.Ю., Холмянский М.А.* Техноседиментогенез – формирование новейших осадочных образований // Тез. докл. II Междунар. сов. «Геохимия биосферы». – Новороссийск, 1999, с. 25–26.
410. *Орлов Д.С., Гришина Л.А.* Практикум по химии гумуса. – М.: Изд-во МГУ, 1981. – 272 с.
411. *Осинцева Н.В., Евсеева Н.С.* Типы техногенных отложений на территории г. Томска и их геоэкологические аспекты // Вестник Томского гос. ун-та, 2012, № 361, с. 176–181.
412. *Осовецкий Б.М.* Крупность тяжелых минералов голоценового аллювия нижнего течения р. Вятки // Аллювий. Вып. 1. – Пермь: ПГУ, 1967, с. 55–64.
413. *Осовецкий Б.М.* О связи минерального состава тяжелой фракции аллювиальных отложений с их гранулометрией // Литология и полезные ископаемые, 1974, № 1, с. 96–109.
414. *Осовецкий Б.М.* Вещественный состав современного аллювия р. Кубани и условия его формирования // Литология и полезные ископаемые, 1977, № 1, с. 66–80.
415. *Осовецкий Б.М.* Тяжелая фракция аллювия. – Иркутск: Изд-во Иркутского ун-та, 1986. – 259 с.
416. *Осовецкий Б.М.* Дробная гранулометрия аллювия. – Пермь: Изд-во Пермского ун-та, 1993. – 343 с.
417. *Осовецкий Б.М.* Геохимические исследования по тяжелым минералам. – Пермь: Изд-во Пермского ун-та, 2003. – 192 с.
418. *Осовецкий Б.М., Меньшикова Е.А.* Миграция техногенных компонентов в речных долинах и ее влияние на состояние экосистем // Вестник Пермского ун-та. Экология – Пермь, 1996, с. 113–128.
419. *Охманович В.Ф.* Водные ресурсы Казахстана и Карагандинско-Темиртауской агломерации и их использование // Вопросы географии Казахстана, 1968, вып. 14, с. 74–82.
420. *Павлов А.П.* Избранные сочинения. Вып. 1. – М.: Изд-во МОИН, 1948. – 216 с.
421. *Паламарчук И.К.* О составе обменных катионов в грунтах днепровских водохранилищ // Гидробиологический журнал, 1972, 8, № 5, с. 75–79.
422. *Папина Т.С.* Эколого-аналитическое исследование распределения тяжелых металлов в водных экосистемах бассейна р. Обь: Автореф. дис. ... док. хим. наук. – Москва, 2004. – 42 с.
423. *Парфенова Н.И., Решеткина Н.М.* Экологические принципы регулирования гидрогеохимического режима орошаемых земель. – СПб.: Гидрометеиздат, 1995. – 359 с.
424. *Патин С.А., Ткаченко В.Н., Федотова А.Б.* Поглощение и накопление ^{54}Mn и ^{65}Zn хлореллой // Тр. ВНИРО, 1974, т. 100, с. 58–62.
425. *Пашкевич В.Ю., Юдин Б.С.* Водные растения и жизнь животных. – Новосибирск: Наука, 1978. – 128 с.
426. *Перевозчиков А.А.* Морфологические и гидродинамические особенности дний долин малых рек и их роль в процессах пойменной аккумуляции // Вестник Удмуртского университета. Науки о Земле, 2006, № 11, с. 119–126.
427. *Перельман А.И.* Геохимия эпигенетических процессов. – М.: Недра, 1968 – 331 с.
428. *Перельман А.И.* Геохимия техногенеза // Проблемы минерального сырья. Памяти акад. А.Е. Ферсмана. – М.: Наука, 1975, с. 199–208.
429. *Перельман А.И.* Биокосные системы Земли. – М.: Наука, 1977. – 160 с.
430. *Перельман А.И.* Геохимия природных вод. – М.: Наука, 1982. – 154 с.
431. *Перельман А.И.* Геохимия. – М.: Высшая школа, 1989. – 528 с.
432. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. – М.: Астрель-2000, 1999. – 768 с.
433. *Перельман А.И., Мырлян Н.Ф., Бургеля Н.К.* Техногенная медь в ландшафтах Молдавии // ДАН СССР, 1980, 251, № 3, с. 696–699.
434. *Пестициды: Справочник.* – М.: Агропромиздат, 1992. – 368 с.

435. *Петров Н.А., Хрисанов О.П., Артемьев Ю.А.* Исследование загрязненности и очистки вод поверхностного стока в условиях г. Москвы // Пути повышения эффективности охраны водоемов и источников водоснабжения. – М.: Гидрометеиздат, 1982, с. 39–41.
436. *Петтиджон Ф.Дж.* Осадочные породы: Пер. с англ. – М.: Недра, 1981. – 751 с.
437. *Пиковский Ю.И.* Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. – М.: Изд-во МГУ, 1993. – 208 с.
438. *Плескачевская Г.А., Бобовникова Ц.И.* Гигиеническая оценка загрязнения хлорированными бифенилами окружающей среды в Серпухове // Гигиена и санитария, 1992, № 7–8, с. 16–19.
439. *Поливанов В.С., Иванова А.И., Вавилова Г.В.* Особенности геохимического функционирования геосистем в связи с техногенезом // Вопросы географии, 1977, сб. 106, с. 97–104.
440. *Поликарпочкин В.В.* Вторичные ореолы и потоки рассеяния. – Новосибирск, 1976. – 407 с.
441. *Полынов Б.Б.* Учение о ландшафтах // Вопросы географии, 1953, вып. 33, с. 30–44.
442. *Поляков С.С.* Состав и свойства моренных отложений Московской области // Ученые записки МГУ. Грунтоведение, 1956, вып. 8, с. 61–84.
443. *Пономарева В.В., Плотникова Т.А.* Методика и некоторые результаты фракционирования гумуса черноземов // Почвоведение, 1968, № 11, с. 104–117.
444. *Постникова В.П., Яхонтова Л.К.* Минералогия зоны гипергенеза оловорудных месторождений Комсомольского района. – Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1984. – 124 с.
445. *Потапов С.С., Потапов Д.С., Блинов С.М.* Формирование современных техногенных конгломератов // Уральский геологический журнал, 2004, № 2, с. 157–163.
446. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования: Гигиенические нормативы. – М.: Минздрав России, 1998. – 126 с.
447. *Приваленко В.В.* Комплексный эколого-геохимический анализ природно-техногенных процессов в пойме Северского Донца: Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Москва, 1987. – 25 с.
448. *Приваленко В.В.* Геохимическая оценка экологической ситуации в г. Ростове-на-Дону. – Ростов-на-Дону: МГП «Геоинформ», 1993. – 167 с.
449. Принципы и методика геохимических исследований при прогнозировании и поисках рудных месторождений. – Л.: Недра, 1979. – 247 с.
450. *Приходько В.Е.* Орошаемые почвы степной зоны: функционирование, экология, продуктивность. – М.: Изд-во «Интеллект», 1996. – 180 с.
451. *Приходько В.Е.* Классификация и развитие орошаемых почв России // Агрохімія I Грунтозавство. Харьков. 2008 / Труды Международной научно-практической конференции: «Проблемы классификации и диагностики почв». – Черновцы, 2008, с. 79–86.
452. Проблемы геолого-экономической оптимизации сети наблюдений при геохимических работах. – М.: ИМГРЭ, 1994. – 148 с.
453. Проблемы радиоэкологии // Итоги науки и техники. Радиационная биология. Т. 4. – М.: ВИНТИ, 1983. – 144 с.
454. *Прокофьев А.К.* Формы следовых элементов в абиотических фазах природных водных систем // Успехи химии, 1986, 55, вып. 6, с. 1023–1052.
455. *Прокофьева Т.В., Варава О.А., Седов С.Н., Кузнецова А.М.* Морфологическая диагностика почвообразования в антропогенно-измененных поймах рек на территории Москвы // Почвоведение, 2010, № 4, с. 399–411.
456. *Протасов А.А.* Перифитон: терминология и основные определения // Гидробиологический журнал, 1982, 18, № 1, с. 9–13.
457. *Протасов А.А.* Исследование пресноводного перифитона в Советском Союзе // Гидробиологический журнал, 1984, 20, № 5, с. 3–16.
458. *Протасов А.А.* Пресноводный перифитон. – Киев, 1994. – 308 с.
459. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля: Пер. с англ. – М.: Мир, 1999. – 512 с.
460. *Путилина В.С., Галицкая И.В., Юганова Т.И.* Влияние органического вещества на миграцию тяжелых металлов на участках складирования твердых бытовых отходов. – Новосибирск: Изд-во ГПНТБ СО РАН, 2005. – 100 с.
461. *Пхалагова Д.М.* Формирование химического состава высокогорных рек Центрального Кавказа. – Орджоникидзе: Северо-Осетинское кн. изд-во, 1957. – 115 с.
462. *Пэк А.В.* Геологическое строение рудного поля и месторождения Тырныауз. – М.: Изд-во Акад. наук СССР, 1962. – 168 с.
463. *Рабинович И.З.* Загрязнение почв Молдавии медью // Мелиорация и химизация земледелия Молдавии. Тез. докл. респ. конф., 11–12 июля, 1988. Ч. 2. – Кишинев, 1988, с. 45–46.
464. Работа водных потоков. – М.: Изд-во МГУ, 1987. – 194 с.

465. Радиация. Дозы, эффекты, риск: Пер. с англ. – М.: Мир, 1988. – 80 с.
466. Райков Л., Чулдиян Х., Файтонджитев Л. и др. Замяряване на почви с олово, мед и цинк при заливане или напояване с речни флотационно замярсени води // 3 Нац. конф. почвозн., София, 21–23 септ., 1981. 4. 1. – София, 1982, с. 123–126.
467. Разенкова Н.И., Волох А.А. Виды и формы ртути в природных и антропогенных объектах // Эколого-геохимические проблемы ртути. – М.: ИМГРЭ, 2000, с. 99–108.
468. Разенкова Н.И., Самойлова Ю.С. Ртуть в зоне окисления. – М.: Недра, 1975. – 73 с.
469. Разенкова Н.И., Филиппова Т.В., Янин Е.П. О формах нахождения тяжелых металлов в техногенном потоке // Методы изучения техногенных геохимических аномалий. – М.: ИМГРЭ, 1984, с. 66–69.
470. Разенкова Н.И., Янин Е.П. Трансформация состава органического вещества речных отложений в зоне техногенного воздействия // Прикладная геохимия: Вып. 6: Экологическая геохимия Москвы и Подмосковья. – М.: ИМГРЭ, 2004, с. 221–226.
471. Распопов И.М. Высшая водная растительность больших озер Северо-Запада СССР. – Л.: Наука, 1985. – 200 с.
472. Распопов И.М., Белова М.А. Роль макрофитов в круговороте фосфора в Ладожском озере // Элементы круговорота фосфора в водоемах. – Л.: Наука, 1987, с. 80–90.
473. Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И., Таскаев А.И. Состояние в почвах естественных радионуклидов урана, радия и тория (обзор) // Почвоведение, 2010, № 6, с. 698–705.
474. Ревич Б.А., Саев Ю.Е., Смирнова Р.С., Сорокина Е.П. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. – М.: ИМГРЭ, 1982. – 112 с.
475. Реймерс Н.Ф. Основные биологические понятия и термины. – М.: Просвещение, 1988. – 319 с.
476. Рейнек Г.Э., Сингх И.Б. Обстановки терригенного осадконакопления: Пер. с англ. – М.: Недра, 1981. – 439 с.
477. Реклю Э. Земля. Описание жизни Земного шара. В 12 т. Т. 4: Пер. с франц. – М.: Изд. Т-ва И.Д. Сытина, 1914. – 144 с.
478. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 10. Кн. 1. – М.: Гидрометеиздат, 1973. – 476 с.
479. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 8. Северный Кавказ. – Л.: Гидрометеиздат, 1973. – 447 с.
480. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 10. Кн. 2. – М.: Гидрометеиздат, 1973. – 499 с.
481. Ржаницын Н.А. Морфологические и гидрологические закономерности строения речной сети. – Л.: ГИМИЗ, 1960. – 238 с.
482. Родзянко Н.Г., Нефедов Н.К., Свириденко А.К. Редкометальные скарны Тырнауза. – М.: Недра, 1973. – 215 с.
483. Розанов Л.Л. Теоретические основы геотехноморфологии. – М.: ИГРАН СССР, 1990. – 189 с.
484. Ронов А.Б., Михайловская М.С., Солодкова И.И. Эволюция химического и минералогического состава песчаных пород // Химия земной коры. Т. 1. – М.: Изд-во АН СССР 1963, с. 201–252.
485. Ронов А.Б., Ярошевский А.А. Новая модель химического строения земной коры // Геохимия, 1976, № 12, с. 1763–1795.
486. Россинский К.И., Дебольский В.К. Речные наносы. – М.: Наука, 1980. – 218 с.
487. Россия: речные бассейны. – Екатеринбург: Аэрокосмозология, 1999. – 520 с.
488. Ртуть. Критерии санитарно-гигиенического состояния окружающей среды. – М.: Медицина, 1979. – 149 с.
489. Руслевой режим рек Северной Евразии. – М.: Географ. ф-т МГУ, 1995. – 336 с.
490. Рухин Л.Б. Основы литологии. – Л.: Недра, 1969. – 703 с.
491. Рыжов Ю.В. Эрозионно-аккумулятивные процессы в бассейнах малых рек юга Восточной Сибири // География и природные ресурсы, 2009, № 3, с. 94–101.
492. Рыка В., Малишевская А. Петрографический словарь: Пер. с польск. – М.: Недра, 1989. – 590 с.
493. Рэуце К., Кырстя С. Борьба с загрязнением почвы: Пер. с румын. – М.: Агропромиздат, 1986. – 221 с.
494. Рябошапка А.Г. Сера в биосфере // Природа, 1985, № 7, с. 42–50.
495. Ясина В.Е. О некоторых закономерностях распределения терригенных минералов в различных фракциях современного аллювия р. Волги // Бюлл. МОИП, отд. геол., 1961, 36, вып. 1, с. 106–114.
496. Савенко В.С. Химический состав взвешенных наносов рек мира. – М.: ГЕОС, 2006. – 174 с.
497. Савченко В.В. Эколого-геохимическое изучение аллювиальных осадков Березины и Свислочи: Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Минск, 1993. – 22 с.
498. Савченко В.В., Шиманович С.Л., Колосова Т.Е., Мурашко Л.И. Техногенные образования в современном аллювии Березины // Літасфера, 1995, № 3, с. 92–97.

499. Сает Ю.Е. Вторичные геохимические ореолы при поисках рудных месторождений. – М.: Наука, 1982. – 168 с.
500. Сает Ю.Е. Антропогенные геохимические аномалии (особенности, методика изучения и экологическое значение): Автореф. дис. ... док. геол.-мин. наук. – М.: ИМГРЭ, 1982. – 53 с.
501. Сает Ю.Е. Геохимическая оценка техногенной нагрузки на окружающую среду // Геохимия ландшафтов и география почв. – М.: Изд-во МГУ, 1982, с. 84–100.
502. Сает Ю.Е. Методические основы эколого-геохимических исследований при геологоразведочных работах // Разведка и охрана недр, 1986, № 5, с. 35–39.
503. Сает Ю.Е., Алексинская Л.Н., Янин Е.П. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения поверхностных водотоков химическими элементами. – М.: ИМГРЭ, 1982. – 74 с.
504. Сает Ю.Е., Ачкасов А.И., Башаркевич И.Л., Онищенко Т.Л., Саркисян С.Ш., Трефилова Н.Я., Янин Е.П. Геохимические особенности сельскохозяйственных территорий // Проблемы геохимической экологии (Тр. Биогеохим. лаборатории, т. 22). – М.: Наука, 1991, с. 147–171.
505. Сает Ю.Е., Башаркевич И.Л., Ревич Б.А. Методические рекомендации по геохимической оценке источников загрязнения окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 1982. – 66 с.
506. Сает Ю.Е., Онищенко Т.Л., Янин Е.П. Методические рекомендации по геохимическим исследованиям для оценки воздействия на окружающую среду проектируемых горнодобывающих предприятий. – М.: ИМГРЭ, 1986. – 99 с.
507. Сает Ю.Е., Несвижская Н.И. Изучение форм нахождения элементов во вторичных ореолах рассеяния. – М.: ВИЭМС, 1974. – 45 с.
508. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
509. Сает Ю.Е., Янин Е.П. Геохимические закономерности образования антропогенных потоков рассеяния химических элементов в малых реках // Методы изучения техногенных геохимических аномалий. – М.: ИМГРЭ, 1984, с. 31–44.
510. Сает Ю.Е., Янин Е.П. Методические рекомендации по геохимической оценке состояния поверхностных вод. – М.: ИМГРЭ, 1985. – 48 с.
511. Сает Ю.Е., Янин Е.П. О комплексном составе техногенных гидрохимических аномалий // Водные ресурсы, 1991, № 2, с. 135–140.
512. Сает Ю.Е., Янин Е.П., Алексинская Л.Н. Геохимические критерии различия рудных и антропогенных потоков рассеяния в поверхностных водотоках // Гидрогеохимические методы поисков рудных месторождений и прогноза землетрясений (Мат-лы Второго междунар. симп. «Методы прикладной геохимии»). – Новосибирск: Наука, 1983, с. 87–95.
513. Сает Ю.Е., Янин Е.П., Григорьева О.Г., Сорокина Е.П. Микроэлементы в донных отложениях рек как индикаторы загрязнения антропогенных ландшафтов // Геохимические методы мониторинга. – Минск: Наука и техника, 1980, с. 95–108.
514. Самаев С.Б. Оценка эколого-геохимического состояния зон с высокой антропогенной нагрузкой (Московский регион): Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – М., 2004. – 25 с.
515. Саралов А.И. Микробиологические процессы цикла азота в озерах. Автореф. дис. ... док. биол. наук. – М., 1990. – 44 с.
516. Сауков А.А. Геохимия. – М.: Наука, 1975. – 480 с.
517. Сафронов Н.И. Основы геохимических методов поисков рудных месторождений. – Л.: Недра, 1971. – 216 с.
518. Сахарова М.С., Китаенко А.Э., Кривицкая Н.Н. и др. Формы нахождения и особенности накопления токсичных элементов в золото-серебряных рудах Северо-Востока России // Минералогические исследования в решении экологических проблем. – Москва: ИГЕМ РАН, 1998, с. 61–72.
519. Сельскохозяйственный энциклопедический словарь. – М.: Сов. энциклопедия, 1989. – 656 с.
520. Семенов Ю.Н. Геохимические методы при изучении техногенных аномалий в районах хвостохранилищ свинцово-цинкового комбината (на примере Горной Осетии) // IY-й Объединенный Междунар. симп. по проблемам прикладной геохимии, посв. памяти акад. Л.В. Таусона. Тезисы. Т. 2. – Иркутск, 1994, с. 91–92.
521. Семин В.А., Фрейндлинг А.В. Макрофиты и их место в системе экологического мониторинга // Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. Труды сов.-франц. симп. – Л.: Гидрометеиздат, 1988, с. 95–104.
522. Серова В.В. Минералогия эоловой и водной взвеси Индийского океана. – М.: Наука, 1988. – 176 с.
523. Сидорчук А.Ю. Эрозионно-аккумулятивные процессы на Русской равнине и проблемы заиливания малых рек // Труды Академии водохозяйственных наук. Вып. 1. «Водохозяйственные проблемы русловедения». – М., 1995, с. 74–83.

524. Сидорчук А.Ю. Сток техногенных наносов в бассейне р. Омолая (Северная Якутия) и разрушение речных экосистем // 3-я Междунар. конф. «Освоение Севера и проблемы рекультивации». Тез. докл. С.-Петербург, 28–31 Мая 1996. – Сыктывкар, 1996, с. 175–176.
525. Силаев В.И., Сокерин М.Ю., Тихомиров В.Д. и др. Гидроксиды марганца в аллювии как пример аквагенного минералообразования // Литология и полезные ископаемые, 2000, № 4, с. 364–375.
526. Симонов Ю.Г., Борсук О.А., Ларьков С.А. и др. Начальные этапы перемещения вещества на континентах (на примере Забайкалья) // Механическая дифференциация твердого вещества на континенте и шельфе. – М.: Наука, 1978, с. 7–18.
527. Синельников В.Е. Механизм самоочищения водоемов. – М.: Стройиздат, 1980. – 111 с.
528. Сироткина И.С., Варшал Г.М., Лурье Ю.Ю., Степанова Н.П. Применение целлюлозных сорбентов и сефа-дексов в систематическом анализе органических веществ природных вод // Журнал аналитической химии, 1974, 29, № 8, с. 1626–1633.
529. Сироткина И.С., Загудаева Н.С., Варшал Г.М. Хроматографическое разделение органических веществ речных вод на сефадексах // Гидрохим. мат-лы, 1973, т. 57, с. 153–163.
530. Ситников В.К. Системный подход к оценке структурных изменений водного баланса в результате урбанизации и промышленного производства на юге Приморского края // Гидрологические аспекты урбанизации. – М.: МФ ГО СССР, 1978, с. 25–27.
531. Скопинцев Б.А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус) // Труды ГОИН, 1950, вып. 17 (29), с. 1–290.
532. Смирнов А.И. Вещественный состав и условия формирования основных типов фосфоритов. – М.: Недра, 1972. – 196 с.
533. Смирнов М.П., Тарасов М.Н., Демидов В.Д. Содержание гумусовых кислот в речных водах СССР // Гидрохим. мат-лы, 1978, т. 74, с. 11–17.
534. Смирнов Н.А., Комулайнен С.Ф. Оборудование для изучения перифитона в потоке // Гидробиологический журнал, 1985, 21, № 2, с. 96–97.
535. Смит У.Х. Лес и атмосфера: Пер с англ. – М.: Прогресс, 1985. – 429 с.
536. Снакин В.В., Присяжная А.А., Рухович О.В. Состав жидкой фазы почв. – М.: РЭФИА, 1997. – 325 с.
537. Сنيщенко Б.Ф. Руслевой процесс на урбанизированных участках рек // Гидрологические аспекты урбанизации. – М.: МФГО СССР, 1978, с. 51–60.
538. Соколов А.А. Гидрография СССР (воды суши). – Л.: Гидрометеиздат, 1964. – 535 с.
539. Соколов А.С., Краснов А.А. Экологические проблемы оценки фосфатных руд // Геологический вестник центральных районов России, 1998, № 2-3, с. 63–72.
540. Соколовский Д.Л. Речной сток. – Л.: Гидрометеиздат, 1968. – 539 с.
541. Соколовский Л.Г. Химический состав вод зоны гипергенеза мезозойских отложений и некоторых малых рек бассейна Терека // Водные ресурсы, 1991, № 5, с. 122–134.
542. Сорокина Е.П. Геохимическая структура техногенных ореолов промышленных зон различного типа // Новые области применения геохимических методов. – М.: ИМГРЭ, 1981, с. 8–13.
543. Сорокина Е.П. Картографирование техногенных аномалий в целях геохимической оценки урбанизированных территорий // Вопросы географии, 1983, № 120, с. 55–67.
544. Сорокина Е.П., Агальцова Е.Б., Григорьева О.Г., Саев Ю.Е. Выявление геохимических ассоциаций элементов как метод исследования техногенных аномалий // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. – Л.: Гидрометеиздат, 1980, с. 91–99.
545. Сорокина Е.П., Янин Е.П., Авессаломова И.А. и др. Разработка геохимической основы методики изучения загрязнения окружающей среды химическими элементами в условиях Европейской части СССР. Отчет по теме XI Д.1.2/002(4) III/233. В 3 т. Т. 3. – М.: ИМГРЭ, 1983, с. 1–83.
546. Сорокина Е.П., Кулачкова О.Г., Онищенко Т.Л. Сравнительный геохимический анализ воздействия на окружающую среду промышленных предприятий различного типа // Методы изучения техногенных геохимических аномалий. – М.: ИМГРЭ, 1984, с. 9–20.
547. Состав и свойства золы и шлака ТЭС. Справ. пособие. – Л.: Энергоатомиздат, 1985. – 285 с.
548. Спичак Ю.Н., Ткачев В.А., Кипко А.Э. Охрана окружающей среды и рациональное использование месторождений полезных ископаемых. – М.: Недра, 1993. – 170 с.
549. Спицын А.Н., Фекличев В.Г. Исследование химико-минерального состава и свойств высококремнистой золы золоотвалов ТЭЦ // Зап. ВМО, 1995, № 3, с. 86–95.
550. Справочник по геохимии. – М.: Недра, 1990. – 480 с.
551. Справочник по водным ресурсам СССР. Т. 13: Северный Казакстан. – Л.: ГГИ, 1933. – 950 с.
552. Станкеев Е.А. Генетическая минералогия. – М.: Недра, 1986. – 272 с.
553. Степанищев А.Л. Изменение условий формирования подземных вод под влиянием хозяйственной деятельности (на примере бассейна реки Нура в Центральном Казахстане): Автореф. дис.... канд. геол.-мин. наук. – М.: ВСЕГИНГЕО, 1988. – 24 с.

554. *Степанов И.Н.* Эколого-географический анализ почвенного покрова Средней Азии. – М.: Наука, 1975. – 150 с.
555. Сток наносов. Его изучение и географическое распределение. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 240 с.
556. *Страхов Н.М.* Основы теории литогенеза: Т. 1. – М.:Изд-во АН СССР, 1960. – 212 с.
557. *Страхов Н.М.* Типы литогенеза и их эволюция в истории Земли. – М.: Госгеолтехиздат, 1963. – 535 с.
558. *Страхов Н.М.* Избранные труды. Общие проблемы геологии, литологии и геохимии. – М.: Наука, 1983. – 640 с.
559. *Страхов Н.М., Бродская Н.Г., Князева Л.М. и др.* Образование осадков в современных водоемах. – М.: Изд-во АН СССР, 1954. – 791 с.
560. *Сундборг О.* Проблемы осадконакопления в речных бассейнах // Природа и ресурсы, 1983, № 2, с. 12–24.
561. *Сундуков В.М.* Водные богатства Мордовской АССР и их использование. – Саранск: Мордов. кн. изд-во, 1955. – 52 с
562. *Супаташвили Г.Д., Голиадзе Н.С., Григалашвили К.И.* Макрохимический состав взвешенных веществ речных вод Грузии // Труды Тбилисского ун-та, 1989, т. 287, с. 64–70.
563. *Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М. и др.* Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) // Сибирский экологический журнал, 2000, № 1, с. 31–38.
564. *Табаксблат Л.С.* Кадмий в рудничных водосбросах медноколчеданных месторождений // Изв. вузов. Геол. и разведка, 1988, № 2, с. 79–83.
565. *Табаксблат Л.С.* О специфике загрязнения окружающей среды в горно-рудных районах // Рациональное использование недр и охрана окружающей среды. – СПб.: Горный институт, 1992, с. 93–97.
566. *Табаксблат Л.С., Рапопорт А.М.* Эколого-экономическая оценка сброса рудничных вод в окружающую среду горнорудного района // Рациональное использование недр и охрана окружающей среды. – Л.: ЛГИ, 1990, с. 113–117.
567. *Табаксблат Л.С., Умаров М.У.* Содержание металлов в рудничных водосбросах как источника преобразования окружающей среды горнорудных районов // Водные ресурсы, 1991, № 2, с. 158–167.
568. *Тайсаев Т.Т.* Техногенные ландшафты и потоки рассеяния рудно-россыпных месторождений Забайкалья // IV Объединенный Междунар. симп. по пробл. прикл. геохимии, посв. памяти акад. Л.В.Таусона. Тезисы. Т. 2. – Иркутск, 1994, с. 99–100.
569. *Талмаза В.Ф., Крошкин А.Н.* Гидроморфологические характеристики горных рек. – Фрунзе: Илим, 1968. – 232 с.
570. *Таращявичус Р.М.* Техногенные геохимические потоки промышленного города (на примере Вильнюса): Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Минск, 1992. – 22 с.
571. *Таусон В.Л., Гелетий В.Ф., Меньшиков В.И.* Уровни содержания, характер распределения и формы нахождения ртути как индикаторы источников ртутного загрязнения природной среды // Химия в интересах устойчивого развития, 1995, № 1–2, с. 151–159.
572. *Телеш И.В.* Влияние повышенного содержания минеральной взвеси в воде на состояние зоопланктонного сообщества // Гидробиологические исследования морских и пресных вод. – Л.: Науки, 1988, с. 41–48.
573. *Теплякова С.В.* Экологические последствия применения удобрений // Дальневосточная региональная конф. молодых ученых «Фундаментальные проблемы охраны окружающей среды», Владивосток, 9–10 декабря, 1997: Тез. докл. Кн. 2. – Владивосток, 1997, с. 89–93.
574. Типы седиментогенеза и литогенеза и их эволюция в истории Земли. Мат-лы 5-го Всерос. литологического сов. (Екатеринбург, 14–16 октября 2008 г.). – Екатеринбург: ИГГ УрО РАН, 2008, т. 1 – 451 с., т. 2. – 498 с.
575. *Ткачев Ю.А.* Водно-воздушное «дыхание» долины рек с выраженными паводками и его геохимические следствия // Вестник Института геологии Коми НЦ УрО РАН, 2007, № 7, с. 2–4.
576. *Токарев И.В., Тимошкин Г.А.* Эколого-геохимическая оценка влияния геологоразведочных работ на окружающую среду. Отчет по производственным работам ПР-128 за 1982–1985 гг. – Н. Бираганг: ЦОМГЭ ИМГРЭ, 1985. – 290 с.
577. Толковый словарь английских геологических терминов: Т. 2: Пер. с англ. – М.: Мир, 1978. – 588 с..
578. Толковый словарь английских геологических терминов: Т. 3: Пер. с англ. – М.: Мир, 1979. – 543 с.
579. *Трапезников А.В., Трапезникова В.Н.* Радиоэкология пресноводных экосистем. – Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006. – 390 с.

580. Требования к геохимическим работам при ГСР-50 с общими поисками. – М.: ИМГРЭ, 1990. – 128 с.
581. Трефилова Н.Я., Ачкасов А.И. Биогеохимические последствия применения органических удобрений // Биогеохимические методы при изучении окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 1989, с. 44–53.
582. Тришина Т.А., Ульянов В.Ф. Сельскохозяйственное использование ОСВ // Химизация сельского хозяйства, 1992, № 1, с. 94–99.
583. Трофимович Е.М., Гурвич С.М. Охрана водных объектов при добыче и обогащении руд и углей. – М.: Недра, 1985. – 192 с.
584. Туровский И.С. Обработка осадков сточных вод. – М.: Стройиздат, 1988. – 256 с.
585. Тюленева В.М., Сидоренко Г.А., Кривоконева Г.К. и др. Минеральные формы токсикантов – важный критерий в выявлении признаков техногенного загрязнения потоков рассеяния // Минералогические исследования в решении экологических проблем: Тр. конф. по экоминералогии, 29–30 января 1996 г. – М.: ИГЕМ РАН, 1998, с. 73–88.
586. Тютюнова Ф.И., Пантелеев И.Я., Пантелева Т.И. и др. Прогноз качества подземных вод в связи с их охраной от загрязнения. – М.: Наука, 1978. – 208 с.
587. Уваров А.Г. Влияние эпифитовзвеси на накопление тяжелых металлов в макрофитах // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук, 2015, вып. 8, с. 12–24.
588. Укрупненные нормы водопотребления и водоотведения для различных отраслей промышленности. – М.: Стройиздат, 1978. – 590 с.
589. Условия древнего осадконакопления и их распознавание: Пер. с англ. – М.: Мир, 1974. – 327 с.
590. Файбишенко Б.А. Водно-солевой режим грунтов при орошении. – М.: Агропромиздат, 1986. – 303 с.
591. Федоров Ю.А., Тамбиева Н.С. Образование и распределение метана в воде и донных отложениях, загрязненных стоками целлюлозно-бумажного производства // Метеорология и гидрология, 2000, № 7, с. 49–61.
592. Федоров Ю.А., Гарькуша Д.Н., Тамбиева Н.С. Эколого-геохимические особенности образования и распределения метана в донных отложениях нижнего Дона и Таганрогского залива // Гидрогеология на рубеже веков: Межвуз. сборник. – Новочеркасск: Набл, 2001, с. 90–104.
593. Федорчук В.П. Геология ртути. – М.: Недра, 1983. – 270 с.
594. Федорчук В.П., Минцер Э.Ф. Геологический справочник по ртути, сурьме, висмуту. – М.: Недра, 1990. – 215 с.
595. Фекличев В.Г. Принципы типизации горнорудных и сопутствующих производств крупного региона в целях эколого-геохимического картирования (на примере Кольского полуострова) // Геоэкологические исследования и охрана недр, вып. 1. – М.: Геоинформмарк, 1994, с. 24–33.
596. Ферсман А.Е. Химические проблемы промышленности. – Л.: Химтехиздат, 1924. – 52 с.
597. Ферсман А.Е. Геохимия. Т. 2. – Л.: ОНТИ-Химтеорет, 1934. – 254 с.
598. Ферсман А.Е. Геохимия: Т. 3. – Л.: Госхимтехиздат, 1937. – 503 с.
599. Физиология растительных организмов и роль металлов. – М.: Изд-во МГУ, 1988. – 157 с.
600. Филиппова Л.А. Потоки рассеяния в речной мути и использование их при поисковых работах // Ежегодник-1973 Ин-та геохимии СО АН СССР. – Новосибирск: Наука, 1974, с. 267–169.
601. Фортескью Дж. Геохимия окружающей среды: Пер. с англ. – М. Прогресс, 1985. – 360 с.
602. Фурсов В.З. Газортутный метод поисков месторождений полезных ископаемых. – М.: Наука, 1983. – 205 с.
603. Фурсов В.З., Степанов И.И. О возможности определения формы нахождения ртути в горных породах и рудах путем возгонки при разных температурах // Изв. АН КазССР, сер. геол., 1967, № 2, с. 90–92.
604. Хазанов М.И. Искусственные грунты, их образование и свойства. – М.: Наука, 1975. – 135 с.
605. Хайниш Э., Паукке Х., Нагель Г.Д. и др. Агрохимикаты в окружающей среде: Пер. с нем. – М.: Колос, 1979. – 357 с.
606. Халатян О.И. Об учете стока влекомых наносов горных рек // Метеорология и гидрология, 1970, № 8, с. 76–79.
607. Харченко С.И. Гидрология орошаемых земель. – Л.: Гидрометеиздат, 1975. – 372 с.
608. Хаустов В.В. Об очистке жидких отходов ГОКов природными сорбентами (на примере одного из скарновых месторождений Северного Кавказа) // Физические процессы горного производства: Тез. докл. 10 Всес. науч. конф. вузов СССР с участием НИИ. – М.: МГИ, 1991, с. 198–200.
609. Хаустов В.В., Дубяга А.П. О влиянии разработки месторождения Тырныауз на водную экосистему реки Баксан (биохимический аспект) // Изв. Юго-Западного гос. ун-та. Сер. Техника и технологии, 2012, № 2, ч. 2, с. 228–235.
610. Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования: Пер. с англ. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 279 с.

611. *Хеслам С.М.* Макрофиты и качество водотока // Качество поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Тр. сов.-англ. семинара. – Л.: Гидрометеиздат, 1977, с. 215–220.
612. Химическая энциклопедия: В 5 т.: т. 1. – М.: Сов. энциклопедия, 1988. – 623 с.
613. Химия океана. Т. 1: Химия вод океана. – М.: Наука, 1979. – 518 с.
614. Химия промышленных сточных вод: Пер. с англ. – М.: Химия, 1983. – 360 с.
615. *Хованский А.Д., Приваленко В.В.* Геохимическая оценка состояния речной системы Нижнего Дона. – Ростов-на-Дону: Изд-во РГУ, 1990. – 144 с.
616. *Хокс Х.Е., Уэбб Дж.С.* Геохимические методы поисков минеральных месторождений: Пер. с англ. – М.: Мир, 1964. – 487 с.
617. *Хомич В.С., Какарека С.В., Кухарчик Т.И., Кравчук Л.А.* Светлогорск: экологический анализ города. – Минск: РУП «Минсктипроект», 2002. – 212 с.
618. *Хомич В.С., Какарека С.В., Кухарчик Т.И. и др.* Городская среда: геоэкологические аспекты. – Минск: Беларус. наука, 2013. – 301 с.
619. *Христофорова Н.К., Богданова Н.Н., Обухов А.И.* Использование бурых водорослей фукусов для индикации состояния прибрежно-морских вод // Сихотэ-Алинский биосферный район: принципы и методы экологического мониторинга. – Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1981, с. 118–127.
620. *Хрусталеv Ю.П., Ивлиева О.В.* Антропогенная седиментация в Азовском море. – М.: ЗАО «Геоинформмарк», 1999. – 54 с.
621. *Хрусталеv Ю.П., Ивлиева О.В.* Техногенная составляющая твердого стока рек Азовского моря // Водные ресурсы, 2000, № 4, с. 466–468.
622. *Хрусталеv Ю.П., Воловик С.П., Ивлиева О.В., Беспалова Л.А.* Загрязнение техногенным материалом донных отложений Таганрогского залива // Геоэкологические исследования и охрана недр, 1998, вып. 4, 1998, с. 27–36.
623. *Хрусталеv Ю.П., Ивлиева О.В., Ищенко А.А.* Роль антропогенного фактора в формировании пляжевых отложений Азовского моря // Океанология, 1992, № 6, с. 1139–1144.
624. *Хрусталеv Ю.П., Беспалова Л.А., Ивлиева О.В.* Роль техногенного материала в седиментогенезе Азовского моря // Литология и полезные ископаемые, 1999, № 1, с. 3–11.
625. *Хрусталеv Ю.П., Ивлиева О.В.* Техногенная составляющая твердого стока рек Азовского моря // Водные ресурсы, 2000, № 4, с. 466–468.
626. *Чалов Р.С.* Географические исследования русловых процессов. – М.: Изд-во МГУ, 1979. – 234 с.
627. *Чалов Р.С.* Русловедение: теория, география, практика. Т. 1: Русловые процессы: факторы, механизмы, формы проявления и условия формирования речных русел. – М.: Изд-во ЛКИ, 2008. – 608 с.
628. *Чеботарев Н.П.* Учение о стоке. – М.: Изд-во МГУ, 1962. – 406 с.
629. *Черницын В.Б., Андрушук В.Л., Рубцов Н.Ф.* Металлогенические зоны Центрального и Северо-Западного Кавказа. – М.: Недра, 1971. – 208 с.
630. *Чернышев Е.П., Климахин Н.А., Непочатых А.П. и др.* Значение изменений водного баланса, эрозии и состава поверхностного стока в условиях городов для охраны водных ресурсов // Проблемы взаимодействия человека с окружающей средой. Мат-лы Всес. сов. – Курск, 1978, с. 13–15.
631. *Чистяков А.В.* Фации аллювия горных рек // Советская геология, 1967, № 12, с. 130–132.
632. *Чистяков А.А.* Горный аллювий. – М.: Недра, 1978. – 287 с.
633. *Чудаева В.А., Чудаев О.В.* Особенности химического состава воды и взвесей рек Приморья (Дальний Восток России) // Тихоокеанская геология, 2011, т. 30, № 2, с. 102–119.
634. *Чумаченко А.М., Ананьев А.И., Голубкова И.Ф., Фомин И.А.* О радиоактивной загрязненности атмосферы рудников по добыче руд цветных и редких металлов // Цветная металлургия, 1992, № 2, с. 66–70.
635. *Чухров Ф.В.* Коллоиды в земной коре. – М.: Изд-во АН СССР, 1955. – 671 с.
636. *Цыганов А.А.* Оценка источников загрязнения поверхностных вод города Твери // Экологическое состояние города Твери. – Тверь: Тверской гос. ун-т, 1994, с. 58–66.
637. *Цыпленков В.П.* Быстрый колориметрический метод определения содержания гумуса в почвах и почвенных растворах // Почвоведение, 1963, № 10, с. 91–95.
638. *Шанцер Е.В.* Аллювий равнинных рек умеренного пояса и его значение для познания закономерностей строения и формирования аллювиальных свит. – М.: Изд-во АН СССР, 1951. – 275 с.
639. *Шанцер Е.В.* Типы аллювиальных отложений // Вопросы геологии антропогена. – М.: Изд-во АН СССР, 1961, с. 188–199.
640. *Шанцер Е.В.* Очерки учения о генетических типах континентальных осадочных образований. – М.: Наука, 1966. – 240 с.
641. *Шварцев С.Л.* Гидрогеохимия зоны гипергенеза. – М.: Недра, 1998. – 366 с.
642. *Швебс Г.И.* Формирование водной эрозии, стока наносов и их оценка. – Л.: Гидрометеиздат, 1974. – 185 с.

643. Шевченко В.П., Покровский О.С., Филиппов А.С. и др. Об элементном составе взеси реки Северная Двина (бассейн Белого моря) // Доклады РАН, 2010, т. 430, № 5, с. 686–692.
644. Шенников А.П. Луговоедение. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1941. – 311 с.
645. Шестеркин В.П. Химический состав подземных и поверхностных вод золото-серебряных месторождений Приохотья // Эколого-биогеохимические исследования на Дальнем Востоке. – Владивосток: Дальнаука, 1996, с. 105–111.
646. Шкарда М. Производство и применение органических удобрений: Пер. с чеш. – М.: Агро-произдат, 1985. – 364 с.
647. Шраг В.И. Пойменные почвы, их мелиорация и сельскохозяйственное использование. – М.: Россельхозиздат, 1969. – 271 с.
648. Щеголькова Н.М. Влияние города на формирование экологического состояния р. Москвы (исторический аспект) // Водные ресурсы, 2007, № 2, с. 238–248.
649. Щека В.А., Курбанов И.Н. Новые представления о биохимическом восстановлении серы и природных системах // Гидрогеология, инженерная геология, охрана окружающей среды, 1992, вып. 9, с. 1–7.
650. Щербаков А.В. Геохимические критерии окислительно-восстановительных обстановок в подземной гидросфере // Советская геология, 1956, № 56, с. 72–82.
651. Щербаков А.П. Озеро Глубокое. Гидробиологический очерк. – М.: Наука, 1967. – 379 с.
652. Щукин И.С. Общая геоморфология. Т. 1. – М.: Изд-во МГУ, 1960. – 615 с.
653. Эдельштейн К.К., Смахтина О.Ю. Генетическая структура речного стока и химико-статистический метод выделения ее элементов // Водные ресурсы, 1991, № 1, с. 5–20.
654. Экогеохимия городских ландшафтов. – М.: Изд-во МГУ, 1995. – 336 с.
655. Экологическая химия: Пер с нем. – М.: Мир, 1996. – 396 с.
656. Эль М.А., Эль Ю.Ф., Вебер И.Ф. Наладка и эксплуатация очистных сооружений городской канализации. – М.: Стройиздат, 1977. – 232 с.
657. Эрозионно-руслевые системы. – М.: ИНФРА-М, 2017. – 702 с.
658. Эрозионные процессы. – М.: Мысль, 1984. – 255 с.
659. Юнге Х. Химический состав и радиоактивность атмосферы: Пер. с англ. – М.: Мир, 1965. – 347 с.
660. Ядерная энергия: миф и реальность. № 3, февраль 2006. Русская версия. Ядерный топливный цикл / Аппель Д., Диль П., Кройш Ю., Нойманн В. – Heinrich Böll Foundation, 2006. – 45 с. // www.boell.de.
661. Янин Е.П. Антропогенные потоки рассеяния в донных отложениях как метод изучения загрязнения водных систем // Сб. мат-лов 2-й Конф. мол. ученых ВНИИ охраны природы и заповедного дела по проблемам охраны живой природы. Рук. деп. в ВНИИТЭИСХ, № 100-80Деп, 22 октября 1980.
662. Янин Е.П. Изучение химического состава донных отложений водотоков при санитарном контроле качества поверхностных вод // Мат-лы научн.-техн. конф. «Актуальные вопросы гигиены труда». – М., 1980, с. 76–81.
663. Янин Е.П. Антропогенные потоки рассеяния химических элементов в поверхностных водотоках // Исследование окружающей среды геохимическими методами. – М.: ИМГРЭ, 1982, с. 43–56.
664. Янин Е.П. Трансформация гидрохимического облика малых водотоков в антропогенных ландшафтах // Методы исследования антропогенных ландшафтов (Тез. докл. на Всес. научн. симп., Воронеж, сентябрь 1982). – Л.: ГО СССР, 1982, с. 98–99.
665. Янин Е.П. Основные тенденции изменения геохимических черт водотоков и водоемов в антропогенных ландшафтах // Динамика географических систем. – М.: Изд-во МГУ, 1983, с. 13–14.
666. Янин Е.П. Особенности формирования стока взвешенных наносов малых рек в условиях техногенеза // Выявление зон загрязнения окружающей среды токсичными химическими элементами. – Челябинск: УДНТП, 1984, с. 19–20.
667. Янин Е.П. Геохимические особенности малых рек сельскохозяйственных ландшафтов // География и природные ресурсы, 1985, № 1, с. 167–168.
668. Янин Е.П. Структурно-морфологические особенности антропогенных потоков рассеяния химических элементов в донных отложениях малых рек // Геохимия техногенеза, ч. II. – Иркутск: Сиб-ГЕОХИ, 1985, с. 112–115.
669. Янин Е.П. Геохимические закономерности формирования антропогенных потоков рассеяния химических элементов в малых реках: Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – М.: ИМГРЭ, 1985. – 25 с.
670. Янин Е.П. Техногенные потоки рассеяния химических элементов в донных отложениях поверхностных водотоков // Советская геология, 1988, № 10, с. 101–109.
671. Янин Е.П. Биогеохимическая индикация загрязнения водных систем ртутью // Биогеохимические методы при изучении окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 1989, с. 35–37.

672. Янин Е.П. Ртуть в ирригационных ландшафтах поймы реки Нуры в условиях интенсивного промышленного воздействия // Биогеохимические методы при изучении окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 1989, с. 15–25.
673. Янин Е.П. Экогеохимическая оценка загрязнения реки Нуры ртутью. – М.: ИМГРЭ, 1989. – 43 с.
674. Янин Е.П. Гидрохимические исследования городских агломераций // Экологическая геохимия городских агломераций. – М.: Геоинформмарк, 1991, с. 45–68.
675. Янин Е.П. Геохимическая оценка экологических последствий загрязнения водных систем в городах // Эколого-геохимический анализ техногенного загрязнения. – М.: ИМГРЭ, 1992, с. 49–65.
676. Янин Е.П. Ртуть в окружающей среде промышленного города. – М.: ИМГРЭ, 1992. – 169 с.
677. Янин Е.П. Особенности поступления и распределения ртути в воде р. Нуры (Центральный Казахстан) // Геоэкологические исследования и охрана недр, 1993, вып. 3, с. 15–24.
678. Янин Е.П. Экологическая геохимия горнопромышленных территорий. – М.: Геоинформмарк, 1993. – 50 с.
679. Янин Е.П. Геохимические особенности и экологическое значение техногенных илов // Разведка и охрана недр, 1994, № 5, с. 35–37.
680. Янин Е.П. Тяжелые металлы в эпифитовзвеси – индикаторы техногенного загрязнения рек // Разведка и охрана недр, 1995, № 6, с. 27–28.
681. Янин Е.П. Геохимические особенности осадков сточных вод промышленного города. – М.: ИМГРЭ, 1996. – 41 с.
682. Янин Е.П. Фтор в питьевых водах города Саранска и его гигиеническое значение. – М.: ИМГРЭ, 1996. – 58 с.
683. Янин Е.П. Асбест в окружающей среде. (Введение в экологическое асбестоведение). – М.: ИМГРЭ, 1997. – 176 с.
684. Янин Е.П. Полихлорированные бифенилы в окружающей среде (эколого-гигиенические аспекты). – М.: Диалог-МГУ, 1997. – 35 с.
685. Янин Е.П. Геохимические особенности и экологические последствия загрязнения свинцом городской среды // Геохимические исследования городских агломераций. – М.: ИМГРЭ, 1998, с. 77–103.
686. Янин Е.П. Электротехническая промышленность и окружающая среда (эколого-геохимические аспекты). – М.: Диалог-МГУ, 1998. – 281 с.
687. Янин Е.П. Введение в экологическую геохимию. – М.: ИМГРЭ, 1999. – 68 с.
688. Янин Е.П. Принципы и методические основы эколого-геохимических исследований // Отечественная геология, 1999, № 1, с. 54–58.
689. Янин Е.П. Техногенез и эколого-геохимические аспекты аллювиального осадконакопления в реках промышленно-урбанизированных территорий // Геологический вестник Центральных районов России, 1999, № 4, с. 41–47.
690. Янин Е.П. Эпифитовзвесь – индикатор загрязнения речных систем тяжелыми металлами // Водные ресурсы, 1999, т. 26, № 6, с. 731–734.
691. Янин Е.П. Добыча и производство ртути в СНГ как источник загрязнения окружающей среды // Эколого-геохимические проблемы ртути. – М.: ИМГРЭ, 2000, с. 38–59.
692. Янин Е.П. Особенности распределения ртути в речной эпифитовзвеси // Эколого-геохимические проблемы ртути. – М.: ИМГРЭ, 2000, с. 130–138.
693. Янин Е.П. Ртуть в осадках городских сточных вод // Эколого-геохимические проблемы ртути. – М.: ИМГРЭ, 2000, с. 143–152.
694. Янин Е.П. Ртуть в эпифитовзвеси реки Нуры (Казахстан) как индикатор техногенного загрязнения // Геология и геофизика, 2000, № 7, с. 1074–1077.
695. Янин Е.П. Химические элементы в пылевых выбросах электротехнических предприятий // Медицина труда и промышленная экология, 2000, № 8, с. 24–27.
696. Янин Е.П. Эколого-геохимические аспекты аллювиального осадконакопления в реках промышленно-урбанизированных территорий // Междунар. конф. «Экологическая геология и рациональное недропользование, 16–18 мая 2000 г., С.-Петербург. научн. чтения им. акад. Ф.Ю. Левинсона-Лессинга. Мат.-лы конф. – СПб., 2000, с. 395–396.
697. Янин Е.П. Изменение гранулометрического состава и минералогических особенностей донных отложений малых рек в условиях техногенеза // Геологический вестник Центральных районов, 2001, № 1, с. 56–60.
698. Янин Е.П. Эколого-геохимические аспекты аллювиального осадкообразования в городских агломерациях // Прикладная геохимия. Вып. 2. Экологическая геохимия. – М.: ИМГРЭ, 2001, с. 389–414.
699. Янин Е.П. Источники и пути поступления загрязняющих веществ в реки промышленно-урбанизированных районов // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2002, № 6, с. 2–56.

700. Янин Е.П. Распределение ртути в пылевых выбросах и почвах промплощадок пред-приятий Саранска // Медицина труда и промышленная экология, 2002, № 9, с. 44–47.
701. Янин Е.П. Русловые отложения равнинных рек (геохимические особенности условий формирования и состава). – М.: ИМГРЭ, 2002. – 139 с.
702. Янин Е.П. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек (состав, особенности, методы оценки). – М.: ИМГРЭ, 2002. – 52 с.
703. Янин Е.П. Техногенные речные илы в зоне влияния промышленного города (формирование, состав, геохимические особенности). – М.: ИМГРЭ, 2002. – 100 с.
704. Янин Е.П. Эколого-геохимическая оценка состояния окружающей среды города Саранска. Состав техногенного загрязнения // Экологический вестник Мордовии, 2002, № 1, с. 25–33.
705. Янин Е.П. Эколого-геохимические аспекты воздействия аккумуляторной промышленности на окружающую среду // Ресурсосберегающие технологии, 2002, № 18, с. 3–33.
706. Янин Е.П. Эпифитовзвесь – новый индикатор загрязнения речных систем тяжелыми металлами. – М.: ИМГРЭ, 2002. – 51 с.
707. Янин Е.П. Геохимический способ выявления и оценки зон техногенного загрязнения рек. Патент № 2205401. Россия, МПК⁷ G 01 N 33/18. № 2001131942/04: Заявл. 28.11.2001; Опубл. 27.05.2003. Зарегистр. в Гос. реестре изобретений РФ 27 мая 2003 г.
708. Янин Е.П. История одной научной программы (В.В. Докучаев – инициатор комплексных исследований окружающей среды городских агломераций). – М.: ИМГРЭ, 2003. – 56 с.
709. Янин Е.П. Промышленная пыль в городской среде (геохимические особенности и экологическая оценка). – М.: ИМГРЭ, 2003. – 82 с.
710. Янин Е.П. Ртуть в эпифитовзвеси как индикатор техногенного загрязнения // Геохимическая экология и биогеохимическое изучение таксонов биосферы: Мат-лы четвертой Российской биогеохим. школы (3–6 сентября 2003 г.). – М.: Наука, 2003, с. 220–223.
711. Янин Е.П. Тяжелые металлы в малой реке в зоне влияния промышленного города. – М.: ИМГРЭ, 2003. – 89 с.
712. Янин Е.П. Экологическая геохимия и проблемы биогенной миграции химических элементов 3-го рода // Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы (Труды Биогеохим. лаборатории, т. 24). – М.: Наука, 2003, с. 37–75.
713. Янин Е.П. Источники и пути поступления тяжелых металлов в реки агроландшафтов. – М.: ИМГРЭ, 2004. – 40 с.
714. Янин Е.П. Источники и пути поступления тяжелых металлов в реки сельскохозяйственных районов // Экологическая экспертиза, 2004, № 4, с. 67–90.
715. Янин Е.П. Кабельная промышленность и окружающая среда (эколого-геохимические аспекты) // Экологическая экспертиза, 2004, № 4, с. 2–19.
716. Янин Е.П. Новый биогеохимический способ выявления и оценки зон техногенного загрязнения рек // Биогеохимическая индикация аномалий. Мат-лы V Биогеохим. чтений. Посв. памяти В.В. Ковальского. 8 июня 2004 г. – М.: Наука, 2004, с. 33–37.
717. Янин Е.П. Органические вещества техногенного происхождения в водах городских рек // Экологическая экспертиза, 2004, № 4, с. 42–67.
718. Янин Е.П. Осадки сточных вод городов России как источник эмиссии ртути в окружающую среду // Экологические системы и приборы, 2004, № 7, с. 14–16.
719. Янин Е.П. Особенности распределения тяжелых металлов в воде малой реки в зоне влияния промышленного города // Докл. III Междунар. научн.-практ. конф. «Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде» (7–9 октября 2004 г.). Т. 1. – Семипалатинск, 2004, с. 218–222.
720. Янин Е.П. Петрохимический состав и минералогические особенности техногенных илов р. Нуры // Докл. III Междунар. научн.-практ. конф. «Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде» (7–9 октября 2004 г.). Т. 1. – Семипалатинск, 2004, с. 211–217.
721. Янин Е.П. Промышленная пыль (разновидности, источники, химический состав) // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2004, № 6, с. 2–107.
722. Янин Е.П. Ртуть в пылевых выбросах промышленных предприятий. – М.: ИМГРЭ, 2004. – 24 с.
723. Янин Е.П. Тальк в окружающей среде (эколого-гигиенические аспекты практического использования) // Экологическая экспертиза, 2004, № 4, с. 20–25.
724. Янин Е.П. Техногенные илы в реках Московской области (геохимические особенности и экологическая оценка). – М.: ИМГРЭ, 2004. – 95 с.
725. Янин Е.П. Химический состав и минералогические особенности техногенных речных илов // Прикладная геохимия. Вып. 6. Экологическая геохимия Москвы и Подмосковья. – М.: ИМГРЭ, 2004, с. 195–221.
726. Янин Е.П. Химический состав и минералогические особенности техногенных илов реки Нуры. – М.: ИМГРЭ, 2004. – 22 с.

727. Янин Е.П. Эмиссия ртути в атмосферу при производстве цемента в России. – М.: ИМГРЭ, 2004. – 20 с.
728. Янин Е.П. Эмиссия ртути в окружающую среду предприятиями цветной металлургии России // Экологическая экспертиза, 2004, № 5, с. 41–101.
729. Янин Е.П. Гранулометрический состав техногенных речных илов и его эколого-геохимическая роль // Прикладная геохимия. Вып. 7. Кн. 2. – М.: ИМГРЭ, 2005, с. 281–288.
730. Янин Е.П. Использование эпифитовзвеси для выявления и оценки техногенного загрязнения рек химическими элементами // Экологические системы и приборы, 2005, № 11, с. 15–22.
731. Янин Е.П. Источники и особенности загрязнения речных систем в горнорудных районах // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2005, № 1, с. 2–33.
732. Янин Е.П. Гранулометрический состав техногенных илов реки Инсар и его изменения в зоне влияния города Саранска // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Мат-лы IV междунар. научн.-практ. конф. СГПИ, 19–21 октября 2006 г. Т. 2. – Семипалатинск, 2006, с. 301–309.
733. Янин Е.П. Изменение химического состава и техногенная метаморфизация речных вод в промышленно-урбанизированных районах // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2006, № 3, с. 2–27.
734. Янин Е.П. Кадмий в пылевых выбросах промышленных предприятий и его роль в загрязнении производственной и окружающей среды // Медицина труда и промышленная экология, 2006, № 9, с. 1–5.
735. Янин Е.П. Общие условия и основные факторы формирования водного стока в городских ландшафтах // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2006, № 9, с. 73–111.
736. Янин Е.П. Органические поллютанты в техногенных речных илах // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2006, № 5, с. 2–26.
737. Янин Е.П. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек Московской области (состав, особенности, методы оценки) // Экологические системы и приборы, 2006, № 3, с. 24–33.
738. Янин Е.П. Формы нахождения тяжелых металлов в техногенных илах реки Пахры // Геохимия биосферы: Докл. Междунар. научн. конф. Москва, 15–18 ноября 2006 г. – Смоленск: Ойкумена, 2006, с. 395–396.
739. Янин Е.П. Водный гумус // Новая Российская энциклопедия: В 12 т. Том 4 (1). – М.: ООО «Издательство «Энциклопедия»: ИД «ИНФРА-М», 2007, с. 91.
740. Янин Е.П. Коррозия металлов и металлических конструкций как источник загрязнения окружающей среды // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2007, № 6, с. 46–92.
741. Янин Е.П. Особенности минерального состава русловых отложений реки Пахры (Московская область) в зонах техногенного воздействия // Бюлл. МОИП. Отдел Геол., 2007, 82, вып. 5, с. 48–55.
742. Янин Е.П. Поверхностный сток с городских территорий как источник загрязнения речных систем // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2007, № 4, с. 2–104.
743. Янин Е.П. Роль техногенеза в формировании минерального состава речных отложений (на примере р. Пахры, Московская область) // Экологические системы и приборы, 2007, № 5, с. 34–41.
744. Янин Е.П. Формирование и геохимические особенности техногенных речных илов (на примере рек Инсар и Алатырь, Республика Мордовия) // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2007, № 7, с. 71–86.
745. Янин Е.П. Фтор в окружающей среде (распространенность, поведение, техногенное загрязнение) // Экологическая экспертиза, 2007, № 4, с. 2–98.
746. Янин Е.П. Асбест в водных объектах (источники поступления и особенности распределения) // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2008, № 11, с. 77–108.
747. Янин Е.П. Возможные подходы к оценке техногенного загрязнения при интерпретации геохимических аномалий в горнорудных районах // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2008, № 4, с. 58–87.
748. Янин Е.П. Особенности состава органического вещества русловых отложений малых рек в зонах техногенного загрязнения // Экологические системы и приборы, 2008, № 2, с. 18–20.
749. Янин Е.П. Платиновые металлы в окружающей среде (распространенность, источники, техногенное загрязнение, рециклинг) // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2008, № 5, с. 2–94.
750. Янин Е.П. Радионуклиды в осадках городских сточных вод (источники, распределение, поступление в водные системы) // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2008, № 6, с. 81–122.
751. Янин Е.П. Роль техногенеза в формировании минерального состава речных отложений // Электронный научно-информационный журнал «Вестник Отделения наук о Земле РАН», 2008, №1 (26) (ISSN 1819–6586) // URL: http://www.scgis.ru/russian/cp1251/h_dgggms/1-2008/informbul-1_2008/geoecol-6.pdf.

752. Янин Е.П. Экологическая роль и биогеохимические особенности речной эпилитовзвеси в условиях техногенного загрязнения // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2008, № 6, с. 2–14.
753. Янин Е.П. Биогеохимическая роль и эколого-гигиеническое значение фтора // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2009, № 4, с. 20–108.
754. Янин Е.П. Влияние техногенеза на химический состав подземных вод Саранского месторождения // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2009, № 5, с. 41–49.
755. Янин Е.П. Гранулометрический состав донных отложений реки Пахры в зоне влияния города Подольска // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2009, № 9, с. 56–61.
756. Янин Е.П. Изменения химического состава подземных вод в условиях интенсивного водоотбора (на примере Саранского месторождения) // Отечественная геология, 2009, № 2, с. 47–53.
757. Янин Е.П. Ил // Новая Российская энциклопедия: В 12 т. Том 6 (2). – М.: ООО «Издательство «Энциклопедия»: ИД «ИНФРА-М», 2009, с. 266.
758. Янин Е.П. Осадки городских сточных вод как источник биологического загрязнения окружающей среды // Экологическая экспертиза, 2009, № 2, с. 48–77.
759. Янин Е.П. Особенности гранулометрического состава русловых отложений малой реки в зоне влияния промышленного города // Изв. вузов. Геология и разведка, 2009, № 3, с. 69–74.
760. Янин Е.П. Особенности распределения химических элементов в почвах промышленных зон // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2009, № 9, с. 62–69.
761. Янин Е.П. Оценка интенсивности техногенного загрязнения малых рек химическими элементами по их накоплению в донных отложениях // Экономика природопользования, 2009, № 5, с. 87–94.
762. Янин Е.П. Петрохимический состав речных отложений и его использование для идентификации зон техногенного загрязнения // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2009, № 9, с. 50–55.
763. Янин Е.П. Принципы, методы и задачи эколого-геохимических исследований в системе государственного мониторинга геологической среды // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2009, № 5, с. 69–75.
764. Янин Е.П. Пылевые выбросы предприятий как источник поступления ртути в городскую среду // Экология урбанизированных территорий, 2009, № 4, с. 69–72.
765. Янин Е.П. Роль техногенеза в формировании гранулометрического состава речных отложений // Экологические системы и приборы, 2009, № 5, с. 32–37.
766. Янин Е.П. Техногенез и его роль в формировании минерального состава речных отложений // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2009, № 9, с. 3–50.
767. Янин Е.П. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек агроландшафтов (формирование, состав, экологическая оценка) // Теоретическая и прикладная экология, 2009, № 1, с. 66–71.
768. Янин Е.П. Химические элементы в пылевых выбросах электротехнических предприятий и их роль в загрязнении окружающей среды // Экологические системы и приборы, 2009, № 2, с. 53–58.
769. Янин Е.П. Органическое вещество в техногенных речных илах // Успехи органической геохимии: Мат-лы Всерос. науч. конф. (11–15 окт. 2010 г.). – Новосибирск : ИНГГ СО РАН, 2010, с. 364–366.
770. Янин Е.П. Особенности накопления никеля в техногенных речных илах // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2010, № 5, с. 71–76.
771. Янин Е.П. Особенности накопления свинца в донных отложениях малой реки в зоне влияния промышленного города // Экологические системы и приборы, 2010, № 1, с. 18–20.
772. Янин Е.П. Особенности накопления тяжелых металлов в техногенных илах устьевых зон малых водотоков // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2010, № 6, с. 86–90.
773. Янин Е.П. Особенности распределения и оценка миграционной подвижности меди в техногенных речных илах (на примере р. Пахры, Московская область) // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2010, № 6, с. 90–96.
774. Янин Е.П. Особенности распределения ртути в воде малой реки в зоне влияния промышленного города // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты. Мат-лы Междунар. симп. (Россия, Москва, ГЕОХИ РАН, 7–9 сентября 2010 г.). – М.: ГЕОХИ РАН, 2010, с. 250–257.
775. Янин Е.П. Техногенные геохимические преобразования речных систем и их учет при организации водопользования // Экономика природопользования, 2010, № 4, с. 34–37.
776. Янин Е.П. Техногенный седиментогенез в реках промышленно-урбанизированных районов и проблемы рационального водопользования // Экономика природопользования, 2010, № 4, с. 52–55.
777. Янин Е.П. Химические элементы в русловых отложениях малых рек агроландшафтов (оценка интенсивности накопления и экологической значимости) // Аграрная Россия, 2010, № 4, с. 27–30.
778. Янин Е.П. Экологическая геохимия: предмет и методические основы (к 75-летию со дня рождения Ю.Е. Саета) // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2010, № 5, с. 57–70.

779. Янин Е.П. Экологическая геохимия, техногенез и проблемы недропользования в горнорудных районах // Экономика природопользования, 2010, № 4, с. 55–59.
780. Янин Е.П. Методические особенности изучения руслового аллювия малых рек в фоновых условиях // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2011, № 4, с. 32–43.
781. Янин Е.П. Формы нахождения кадмия в техногенных илах реки Пахры и оценка его миграционных способностей // География и природные ресурсы, 2011, № 1, с. 42–46.
782. Янин Е.П. Экспрессная оценка миграционной подвижности ртути в эпифитовзвеси и техногенных речных илах // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2011, № 6, с. 78–85.
783. Янин Е.П. Геохимические особенности фонового руслового аллювия реки Инсар (Республика Мордовия) // Проблемы природопользования: итоги и перспективы: Мат-лы Междунар. научн. конф., г. Минск, 21–23 ноября 2012 г. – Минск : Минсктиппроект, 2012, с. 259–262.
784. Янин Е.П. Интенсивность накопления и особенности поведения кадмия в донных отложениях малой реки в зоне влияния промышленного города // Экологическая экспертиза, 2012, № 3, с. 97–100.
785. Янин Е.П. Особенности группового состава органического вещества русловых отложений реки Пахры // Геохимия ландшафтов и география почв (к 100-летию М.А. Глазовской). Докл. Всерос. научн. конф. Москва, 4–6 апреля 2012 г. – М.: Географический факультет МГУ, 2012, с. 365–367.
786. Янин Е.П. Особенности поведения тяжелых металлов в воде малой реки в зоне влияния промышленного города и их учет при осуществлении мониторинга // Экономика природопользования, 2012, № 4, с. 89–100.
787. Янин Е.П. Особенности техногенной поставки и распределения ртути в воде малой реки в зоне влияния промышленного города // Экологические системы и приборы, 2012, № 12, с. 24–29.
788. Янин Е.П. Особенности химического состава и эколого-гигиеническая роль питьевых вод в условиях природно-техногенной гиперфторовой биогеохимической провинции // Экологическая экспертиза, 2012, № 2, с. 64–91.
789. Янин Е.П. Промышленная пыль и ее роль в поставке кадмия в окружающую среду // Экологическая экспертиза, 2012, № 3, с. 73–80.
790. Янин Е.П. Тяжелые металлы (Cd, Cu, Ni, Pb) в техногенных илах р. Пахры (накопление, формы нахождения, миграционная подвижность) // Экологические системы и приборы, 2012, № 11, с. 26–36.
791. Янин Е.П. Асбестоносные площади и горные породы как природные источники поступления асбестовой пыли в окружающую среду // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2013, № 5, с. 18–47.
792. Янин Е.П. Техногенные речные илы (вещественный состав, геохимические особенности, экологическая оценка) // Экологическая экспертиза, 2013, № 1, с. 2–196.
793. Янин Е.П. Трансформация гранулометрического состава речных отложений в зоне техногенного загрязнения // Прикладная геохимия. Вып. 9. Геоэкологические исследования окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 2013, с. 130–142.
794. Янин Е.П. Трансформация группового состава органического вещества русловых отложений малой реки в условиях техногенеза // Геохимия, 2013, № 9, с. 834–841.
795. Янин Е.П. Химический состав и особенности поставки твердых взвешенных веществ в малую реку с канализационным стоком города // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2013, № 6, с. 2–16.
796. Янин Е.П. Особенности закрепления ртути в техногенных речных илах и оценка ее геохимической подвижности // Экологическая экспертиза, 2014, № 3, с. 81–90.
797. Янин Е.П. Промышленная пыль как источник поступления серебра в городскую среду // Экологическая экспертиза, 2014, № 1, с. 9–15.
798. Янин Е.П. Особенности минерального состава промышленной пыли // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2015, № 3, с. 2–9.
799. Янин Е.П. Роль промышленной пыли в формировании общего состава и физико-химических свойств городских почв // Экологическая экспертиза, 2015, № 3, с. 53–76.
800. Янин Е.П. Ртуть в техногенных речных илах: особенности распределения, формы нахождения, геохимическая подвижность // Сб. тр. Второго междунар. симп. «Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты». – Новосибирск: ИНХ СО РАН, 2015, с. 401–406.
801. Янин Е.П. Техногенез и его роль в формировании состава органического вещества речных отложений // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2015, № 9, с. 3–16.
802. Янин Е.П. Техногенные илы как вторичный источник загрязнения речных вод // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2015, № 9, с. 17–25.
803. Янин Е.П. Экологическая геохимия речной эпифитовзвеси // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2015, № 8, с. 47–91.

804. Янин Е.П. Особенности состава обменных катионов донных отложений малых рек в зонах техногенного загрязнения // Проблемы рационального использования природных ресурсов и устойчивое развитие Полесья: сб. докл. Междунар. науч. конф. (Минск, 14–17 сент. 2016 г.). В 2 т. Т. 1. – Минск: Беларуская навука, 2016, с. 313–317.
805. Янин Е.П. Оценка состава и емкости обмена катионов донных отложений малых рек в зонах техногенного воздействия // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2016, № 6, с. 89–95.
806. Янин Е.П. Формы нахождения тяжелых металлов в техногенных речных илах // Разведка и охрана недр, 2016, № 11, с. 54–59.
807. Янин Е.П. Геохимические последствия хозяйственной деятельности человека // Экологическая экспертиза, 2017, № 3, с. 2–43.
808. Янин Е.П. Учение В.И. Вернадского о живом веществе, его биогеохимических функциях и геохимической роли в биосфере // Экологические системы и приборы, 2017, № 3, с. 45–55.
809. Янин Е.П. Особенности поведения осадочного материала и связанных с ним химических элементов в ходе очистки сточных вод на городских очистных сооружениях // Экологическая экспертиза, 2017, № 4, с. 63–69.
810. Янин Е.П. Осадочный материал в сточных водах промышленного города (химический состав и особенности поступления в поверхностные водотоки) // Геоэкологические исследования состояния окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 2017, с. 119–135.
811. Янин Е.П. Оценка влияния промышленного города на формирование гранулометрического состава донных отложений малых рек // Экологическая экспертиза, 2017, № 6, с. 2–13.
812. Янин Е.П. Оценка воздействия животноводческих комплексов на химический состав донных отложений малых рек // Экологическая экспертиза, 2017, № 2, с. 2–6.
813. Янин Е.П. Оценка возможности накопления техногенных радионуклидов, не связанных с ядерными испытаниями и ядерным топливным циклом, в речных отложениях промышленно-урбанизированных районов // Экологическая экспертиза, 2017, № 6, с. 14–25.
814. Янин Е.П. Поведение микроэлементов в пресных речных водах (основные процессы и формы миграции) // Экологическая экспертиза, 2017, № 4, с. 35–62.
815. Янин Е.П. Промышленные шламы (химический состав, геохимические особенности, экологическая оценка) // Экологическая экспертиза, 2017, № 6, с. 26–37.
816. Янин Е.П. Пыль из производственных помещений (химический состав и геохимические особенности) // Экологическая экспертиза, 2017, № 6, с. 148–156.
817. Янин Е.П. Техногенез и окружающая среда: эколого-геохимические аспекты // Геоэкологические исследования состояния окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 2017, с. 8–45.
818. Янин Е.П. Устьевые участки малых водотоков как геохимические барьеры и зоны интенсивного техногенного загрязнения // Актуальные проблемы наук о Земле: использование природных ресурсов и сохранение окружающей среды: Сб. мат-лов Междунар. науч.-практ. конф., посвящ. Году науки в Республике Беларусь, Брест, 25–27 сент. 2017 г.: в 2 ч. – Брест: БрГУ, 2017. – Ч. 1, с. 235–238.
819. Янин Е.П. Формы нахождения химических элементов в осадках городских сточных вод // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2017, № 5, с. 101–168.
820. Янин Е.П., Ахтямова Г.Г. Техногенные частицы и их роль в формировании вещественного состава современных речных отложений // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2007, № 1, с. 30–43.
821. Янин Е.П., Кашина Л.И. Обменные катионы в техногенных речных илах // Геохимическое картирование, поиски и геоэкология. – М.: ИМГРЭ, 2015, с. 223–230.
822. Янин Е.П., Кашина Л.И., Тимошкин Г.А., Токарев И.В. Геохимические особенности потоков рассеяния химических элементов в горнодобывающих районах // Геохимия техногенеза, ч. II. – Иркутск: СибГЕОХИ, 1985, с. 108–111.
823. Янин Е.П., Кузьмич В.Н., Иваницкий О.М. Региональная природная неоднородность химического состава поверхностных вод суши и необходимость ее учета при оценках их экологического состояния и интенсивности техногенного загрязнения // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2016, № 6, с. 3–72.
824. Янин Е.П., Разенкова Н.И., Журавлева М.Г. Техногенные илы – потенциальный источник вторичного загрязнения речных систем // Геоэкологические исследования и охрана недр, 1992, вып. 1, с. 43–52.
825. Янин Е.П., Тимошкин Г.А. Техногенные потоки рассеяния химических элементов в зоне влияния предприятий по добыче и обогащению полиметаллических руд // Геохимия ландшафтов (Тез. докл. Всес. сов.). – Новороссийск, 1986, с. 146–148.
826. Янин Е.П., Тимошкин Г.А. Техногенные потоки рассеяния химических элементов в поверхностных водотоках горнопромышленных ландшафтов // Биогеохимические методы при изучении окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 1989, с. 37–44.

827. Янин Е.П., Трефилова Н.Я., Григорьева О.Г. Геохимическая оценка воздействия животноводческих комплексов на окружающую среду в условиях юго-западного Подмосковья // Комплексное изучение и рациональное использование природных ресурсов: Тез. докл. Всес. сов., г. Калинин, 3–5 сентября 1980 г. – Калинин: Наука, 1980, с. 47.
828. Яхонтова Л. К., Зверева В. П. Основы минералогии гипергенеза. – Владивосток: Дальнаука, 2000. – 336 с.
829. Яцимирский К.Б. Устойчивость комплексных соединений в водных растворах // Успехи химии, 1953, 22, № 4.
830. Abo-Rady M.D.K. Aquatic macrophytes as indicator for heavy metal pollution in the river Leine // Archiv. Hydrobiol., 1980, 89, № 3, p. 387–404.
831. Adriano D.C. Trace elements in the terrestrial environment. – New York: Springer-Verlag, 1986. – 533 p.
832. Aizaki M. Seasonal change in standing crop and production of periphyton in the Tamagava River // Jap. Ecol., 1978, 28, p. 123–134.
833. Alcorder I.S., Rechcigl J.E., Roessler C.E., Littell R.C. Radiological impact of phosphogypsum applied to soils under bahiagrass pasture // J. Environ. Qual., 1999, 28, № 5, p. 1555–1567.
834. Allen J.R.L. A review of the origin and characteristics of recent alluvial sediments // Sedimentology, 1965, № 2, p. 89–191.
835. Andersen F.Q. Effects of nutrient level on the decomposition of *Phragmites communis* Trin // Arch. Hydrobiol., 1978, Bd. 84, H. 4, s. 528–550.
836. Andrews-Jones D.A. The application of geochemical techniques to mineral exploration // Miner. Ind. Bull., 1968, 11, № 6, p. 1–31.
837. Annegarn H.J. et al. Composition and size of dust in a gold mine atmosphere // J. Mine Vent. Soc. S. Afr., 1988, 41, № 1, p. 1–10.
838. Applied Environmental Geochemistry. – Academic press geol. series. – London, 1983. – 342 p.
839. Aston S.R., Thornton I., Webb J.I. et al. Stream sediment composition: an aid to water quality assessment // Water, Air and Soil Pollution, 1974, 3, p. 321–325.
840. Aulio K. Aquatic macrophytes as indicators of heavy metal pollution // Vesientutkimuslaitok. julk., 1986, № 68, p. 171–174.
841. Awofolu O.R., Mbolekwa Z., Mtshemla V., Fatoki O.S. Levels of trace metals in water and sediment from Tyume River and its effects on an irrigated farmland // Water SA, 2005, 31, № 1, January, p. 87–94.
842. Bailey G.W., White J.L. Review of adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids, with implications concerning pesticide bioactivity // J. Agric. Food Chem., 1964, 12, p. 324–332.
843. Barnett B.E., Ashroft C.R. Heavy metals in *Fucus vesiculosus* in the humber estuary // Environ. Pollut., 1985, B9, № 3, p. 193–213.
844. Barnett M.O., Harris L.A., Turner R.R. et al. Formation of mercuric sulfide in soil // Environ. Sci. and Technol., 1997, 31, № 11, p. 3037–3043.
845. Barrows H.L. Soil pollution and its influence on plant quality // J. Soil, Water Conserv., 1966, 21, № 6, p. 211–216.
846. Barth A., Jurk M., Weiß D. Concentration and distribution patterns of naturally occurring radionuclides in sediments and flood plain soils of the catchment area of the River Elbe // Wat. Sci. Tech., 1998, 37, № 6–7, p. 257–262.
847. Basile G., Coppola S., Gentile V. Caratterizzazione delle diverse forme di metalli pesanti nel fango grezzo e stabilizzato // Inquinamento, 1984, 26, № 6, p. 51–54.
848. Bastian R.K., Bachmaier J.T., Schmidt D.W. et al. Radioactive materials in biosolids: national survey, dose modeling, and publicly owned treatment works (POTW) guidance // J. Environ. Qual., 2005, v. 34, p. 64–74.
849. Beaulieu J.J., Tank J.L., Hamilton S.K. et al. Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks // www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1011464108.
850. Bedair H.M., Al-Saad H.T. Dissolved and particulate-adsorbed hydrocarbons in waters of Shatt al-Arab River, Iraq // Water, Air, and Soil Pollut., 1992, 61, № 3–4, p. 397–408.
851. Bennett E.R., Linstedt K.D., Nilsgard V. et al. Urban snowmelt – characteristics and treatment // J. Water Pollut. Contr. Fed., 1981, 53, № 1, p. 119–125.
852. Berner R.A. A new geochemical classification of sedimentary environments // J. Sediment. Petrol., 1981, 51, № 2, p. 359–365.
853. Boney A.D. Marine algae as collectors of iron ore dust // Mar. Pollut. Bull., 1978, 9, № 7, p. 175–180.
854. Bradford W.L. Urban stormwater pollutant loadings: a statistical summary through 1972 // J.W.P.C.F., 1977, v. 49, p. 613–622.

855. *Bramm A., Tietjen C.* Untersuchungen über Spurennährstoffe und Schadstoffe im Beregnungsgebiet des Abwasserverbandes Braunschweig // *Landbaugorsch. Volkenrode*, 1977, 27, № 2, s. 111–115.
856. *Breck W.C.* Organisms as monitors in time and space of marine pollutants // *Thalassia Jugoslavica*, 1978, 14, № 1/2.
857. *Breger I.A.* Geochemistry of lipids // *J. Amer. Oil Chemists' Society*, 1966, 43, № 4, p. 197–202.
858. *Bodzek D., Janoszka B., Warzecha L.* The analysis of PAHs nitrogen derivatives in the sewage sludges of Upper Silesia // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1996, 89, № 3–4, p. 417–427.
859. *Bogle E.W., Nichol I.* Metal transport, partition and fixation in drainage waters and sediments in carbonate terrain in south-eastern Ontario // *J. Geochem. Explor.*, 1981, 15, № 1–3, p. 405–422.
860. *Boon P.I., Sorrell B.K.* Biogeochemistry of billabond sediments. I. The effect of macrophytes // *Freshwater Biol.*, 1991, 28, № 2, p. 209–226.
861. *Bouwer H., Bowman R.S., Rice R.C.* Effect of irrigated agriculture on underlying groundwater // *IAHS Publ.*, 1985, № 146, p. 13–20.
862. *Bowen H.J.M.* Environmental Chemistry of the Elements. – London etc.: Academic Press, 1979. – 317 p.
863. *Bryan E.H.* Concentrations of lead in urban stormwater // *J. Water Pollut. Control Fed.*, 1974, 46, № 10, p. 2419–2421.
864. *Brayn G.W.* The effect of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms // *Proc. Roy. Soc. London*, 1971, 177, № 1048, p. 389–410.
865. *Brayn G.W., Hummerstone L.G.* Brown seaweeds as an indicator of heavy metals in estuaries in south-west England // *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 1973, v. 53, p. 705–720.
866. *Brilhante O., Daly L., Trabuc P.* Application du magnétisme à la détection des pollutions causées par les métaux lourds dans l'environnement // *C. r. Acad. sci.*, 1989, 309, № 20.
867. *Brinkmann R., Montz B.E., Tobin G.A.* Lead pollution in flooded and non-flooded areas in St. Maries, Idaho // *J. Environ. Sci. and Health. A.*, 2000, 35, № 3, p. 407–417.
868. *Brügmann L.* Metals in sediments and suspended matter of the river Elbe // *Sci. Total Environ.*, 1995, 159, № 1, p. 53–65.
869. *Buckland W.* Reliquiae Diluvianae; or, observations on the organic remains contained in caves, fissures and diluvial gravel, and on other geological phenomena, attesting the action of an universal deluge. – London: John Murray, 1823. – 303 p.
870. *Bunch R.L., Barth E.F., Ettinger M.B.* Organic materials in secondary effluent // *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 1961, 33, № 2, c. 122–126.
871. Cadmium. – Pergamon Press: Oxford etc., 1979. – 202 p.
872. Cadmium in the environment. Part I. Ecological cycling. – N.Y.: Wiley-Interscience, 1980. – 682 p.
873. California Watershed Assessment Manual. Vol. II / F. Shilling. 4. Periphyton (Attached Algae and Aquatic Plants) as Indicators of Watershed Condition // cwam.ucdavis.edu/Volume_2/CWAM_II_4_Periphyton.pdf.
874. *Callender E.* Geochemical effects of rapid sedimentation in aquatic systems: minimal diagenesis and the preservation of historical metal signatures // *J. of Paleolimnology*, 2000, 23, № 3, p. 243–260.
875. *Cebula E., Ciba J.* Effects of flooding in southern Poland on heavy metal concentrations in soils // *Soil Use and Management*, 2005, v. 21, p. 348–351.
876. *Chanton J.P., Martens C.S., Kelly C.A.* Gas transport from methane-saturated, tidal freshwater and wetland sediments // *Limnol. and Oceanogr.*, 1989, 34, № 5, p. 807–819.
877. *Chanton J.P., Dacey J.W.H.* Effects of vegetation on methane flux, reservoirs, and carbon isotopic composition // *Trace Gas Emissions from Plants*. – San Diego: Academic Press, 1991, p. 65–92.
878. *Chork C.Y., Cruikshank B.I.* Statistical map analysis of regional stream-sediment data from Australia // *J. Geochem. Explor.*, 1984, 21, № 1–3, p. 405–419.
879. Citizens monitoring of Columbia River radionuclides. – Hanford, WA. May 2005 // http://www.clarku.edu/mtafund/prodib/gap/final_report.pdf.
880. *Clarke F.W.* The Date of Geochemistry. – U. S. Geol. Surv. Bul., v. 770, 1924. – 841 p.
881. *Claussen T.* Überschwemmungsgebiet des Niederrheins schwermetallverunreinigt // *Wasser und Boden*, 1983, 35, № 12, p. 536–538.
882. *Chork C.Y., Cruikshank B.I.* Statistical map analysis of regional stream-sediment data from Australia // *J. Geochem. Explor.*, 1984, 21, № 1–3, p. 405–419.
883. *Cleckner L.B., Gilmour C.C., Hurley J.P., Krabbenhoft D.P.* Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades // *Limnol. Oceanogr.*, 1999, 44, № 7, p. 1815–1825.
884. *Connell Des W., Miller G.J.* Chemistry and ecotoxicology of pollution. – N.Y.: John Wiley and Sons, Inc., 1984. – 423 p.

885. *Cuker B.E.* Suspended clays alter trophic interactions in the plankton // *Ecology*, 1993, 74, № 3, p. 944–953.
886. *David D.J., Williams C.H.* Effects of cultivation on the availability of metals accumulated in agricultural and sewage-treated soils // *Progr. Water Technol.*, 1979, 11, № 4–5, p. 257–264.
887. *Dell C.I., Booth W.G.* Anthropogenic particles in the sediments of Lake Erie // *J. Great Lakes Res.*, 1977, 3, № 3–4, p. 204–210.
888. *Devai I., Patrick Jr. W.H., Neue H.-U. et al.* Methyl Mercury and Heavy Metal Content in Soils of Rivers Saale and Elbe (Germany) // *Analytical Letters*, 2005, 38, № 6, p. 1037–1048.
889. *Dodin A.* Manace contre l'eau potable // *Actual. Pharm.*, 1994, № 326, p. 44–45.
890. *Domzał H., Hodara J.* Soil compaction changes in the layer 0,5 cm depth caused by machine wheels // *Zesz. Probl. post. Nauk rol.*, 1990 (1991), № 388, p. 29–40.
891. *Driskell B.N.* Chemical, Physical, and Mineralogical Properties of Certain Soil Profiles in the Lower Mississippi Delta // *Clays and Clay Minerals*; 1954, 3; № 1; p. 384–388.
892. *Duda A.M., Penrose D.L.* Impact of mining activities on water quality in western North Carolina // *Water Resour. Bull.*, 1980, 16, № 6, 1034–1040.
893. *Dudka S., Chlopecka A.* Effect of solid-phase speciation on metal mobility and phytoavailability in sludge amended soil // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1990, 51, № 1–2, p. 153–160.
894. *Dunnette D.A.* Origin of hydrogen sulfide in freshwater sediments // *Biogenic Sulfur Environ.: Symp. 194th Meet. Amer. Chem. Soc., New Orleans. La, Aug. 30 – Sept. 4, 1987. – Washington (D. C.), 1989, p. 72–78.*
895. *Durham R.W., Joshi S.R.* Concentrations of radionuclides in Lake Ontario water from measurements on water treatment plant sludges // *Water. Res.*, 1981, 15, № 1, p. 83–86.
896. *Dworak T.Zb., Toffel A.* Charakterystyka przebiegu roznego stezeń pulu zawieszonego w Krakowie // *Prz. geofiz.*, 1992, 37, № 1–2, s. 45–50.
897. *Eberl D.D.* Quantitative mineralogy of Yukon River system: Change with reach and season, and determining sediment provenance // *Amer. Mineralogist*, 2004, v. 89, p. 1784–1794.
898. *Ebinghaus R., Hintemann H., Wilken R.-D.* Mercury-cycling in surface waters and in the atmosphere – Species analysis for the investigation of transformation and properties of mercury // *GKSS. [Rept]*, 1994, № E54, p. 21–29.
899. *El-Bassam N., Poelstra P., Frissel M.J.* Chrom und Quecksilber in einem seit 80 Jahren mit städtischem Abwasser berieselten Boden // *Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 1975, № 3, s. 309–316.
900. *Ellis J.B.* Sediments and water quality of urban stormwater // *Water Res.*, 1976, 10, № 970, p. 730–734.
901. *Ellis J.B.* The characterization of particulate solids and quality of water discharged from an urban catchment // *Stud. and Repts Hydrol.*, 1977, № 24, p. 283–291.
902. *Elfvig D. C., Stehn R.A., Pakkala I.S., Lisk D.J.* Arsenic content of small mammals indigenous to old orchard soils // *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.*, 1979, 21, № 1, p. 62–64.
903. *Environmental Chemistry. A Review of the Literature published up to mid-1980. – The Royal Society of chemistry: Burlington House, London, 1982. – 265 p.*
904. *Fazeli-Matim S., Gordon A.S., Marshall H.G.* Sediment denitrification potential in the Elizabeth River, Virginia // *Virginia J. Science*, 1991, 42, № 1, p. 113–122.
905. *Fendinger N.J., Adams D.D., Grotfelty D.E.* The role of gas ebullition in the transport of organic contaminants from sediments // *Sci. Total Environ.*, 1992, 112, № 2–3, p. 189–201.
906. *Fergusson J.E., Kim N.D.* Trace elements in street and house dusts: sources and speciation // *Sci. Total Environ.*, 1991, 100, p. 125–150.
907. *Filipek L.H., Chao T.T., Carpenter R.H.* Factors affecting the partitioning of Cu, Zn and Pb in boulder coatings and stream sediments in the vicinity of polymetallic sulfide deposit // *Chem. Geol.*, 1981, 33, № 1–2, p. 45–64.
908. *Florence T.M.* Trace metal species in fresh waters // *Water Res.*, 1977, 11, № 8, p. 681–687.
909. *Florence T.M., Batley G.E.* Chemical speciation in natural waters // *CRC Critical Rev. Anal. Chem.*, 1980, 9, № 3, p. 219–296.
910. *Frohne T., Rinklebe J., Langer U. et al.* Biogeochemical factors affecting mercury methylation rate in two contaminated floodplain soils // *Biogeosciences*, 2012, v. 9, p. 493–507.
911. *Foster P., Hunt D.T., Morris A.W.* Metals in an acid mine stream and estuary // *Sci. Total Environ.*, 1978, 8, № 1, p. 75–86.
912. *Förstner U.* Metal concentrations in recent lacustrine sediments // *Arch. Hydrobiol.*, 1977, 80, № 2, p. 172–191.
913. *Förstner U., Ahlf W., Calmano W. et al.* Mobility of heavy metals in dredged harbor sediments // *Sediments and water interactions: proceedings of the 3th Internat. Symposium on Interactions between Sediments and Water, held in Geneva, Switzerland, 1984. – 1986, p. 371–380.*

914. Förstner U., Calmano W., Hong J., Kersten M. Effects of redox variation on metal speciation – implications on sediment quality criteria assessment // Reviews on analytical chemistry: [invited lectures from the proceedings of Euroanalysis VIII, Edinburgh, UK, September 1993]. – Cambridge, 1994, p. 83–102.
915. Förstner U., Wittmann G.T.W. Metal pollution in the aquatic environment. – Berlin etc.: Springer-Verlag, 1979. – 486 p.
916. Friege H., Buysch H.P., Leuchs W. et al. Belastung von Klärschlämmen und Böden mit organischen Schadstoffen. Untersuchungen und Konsequenzen // Korrespond. Abwasser., 1989, 36, № 5, p. 601–608.
917. Fromme H., Küchler T., Otto T. et al. Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment // Water Res., 2002, 36, № 6, p. 1429–1438.
918. Gao Y., Kan A.Y., Tomson M.B. Critical evaluation of desorption phenomena of heavy metals from natural sediments // Environ. Sci. Technol., 2003, v. 37, p. 5566–5573.
919. Gäbler H.-E. Mobility of heavy metals as a function of pH of samples from an overbank sediment profile contaminated by mining activities // J. Geochem. Explor., 1997, 58, № 2–3, p. 185–194.
920. Gadd G.M. Microbial metal transformations // J. of Microbiology, 2001, June, p. 83–88.
921. Ganje T.J., Elseewi A.A., Page A.L. Trace element accumulation in aquatic plants: A literature review // Trace Substances Environ. Health – XXII: Proc. Univ. Missouri's 22nd Annu. Conf., St. Louis, Mo, May 23–26, 1988. – Columbia (Mo), 1988, p. 442–462.
922. Garban B., Ollivon D., Poulin M. et al. Exchanges at the sediment-water interface in the River Seine, downstream from Paris // Water Res., 1995, 29, № 2, p. 473–481.
923. Garcia-Ruiz R., Pattinson S.N., Whitton B.A. Nitrous oxide production in the river Swade-Ouse, North-East England // Water Res., 1999, 33, № 5, p. 1231–1237.
924. Garrels R.M., Mackenzie F.T., Hunt C. Chemical cycle and the global environment. – Los Angeles (Cal): William Kaufmann inc., 1973. – 206 p.
925. Gibbs R. Mechanisms controlling world water chemistry // Science, 1970, 170, № 3962, p. 1088–1090.
926. Goodroad L.L., Caldwell A.C. Effects of phosphorus fertilizer and lime on the As, Cr, Pb, and V content of soil and plants // J. Environ. Qual., 1979, 8, № 4, p. 493–496.
927. Gregory K.J. Fluvial processes in British basins. The impact of hydrology and the prospect for hydrogeomorphology // Geomorphol.: Present-Probl. and Future Prospects. – Oxford, 1978, p. 40–72.
928. Guidelines for naturally occurring radioactive materials. March 2002. Australian Petroleum Production & Exploration Association Limited // http://www.pdo.co.au/hseforcontractors/environment/docs/norm/APPEA_GUIDELINES_FOR_NORM.pdf.
929. Guimarães J.R.D., Meili M., Hylander L.D. et al. Mercury net methylation in five tropical flood plain region of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils // Sci. Total Environ., 2000, v. 21, p. 99–107.
930. Guimarães J.R.D., Meili M., Malm O., Brito E.M.S. Hg methylation in sediment and floating meadows of tropical lake of the Pantanal wetland, Brazil // Sci. Total Environ., 1998, v. 213, p. 165–175.
931. Guimarães J.R.D., Roulet M., Lucotte M., Mergler D. Mercury methylation along a lake – forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variation // Sci. Total Environ., 2000, v. 261, p. 91–98.
932. Gunn A.M., Hunt D.T.E., Winnard D.A. The effect of heavy metal speciation on bioavailability to tubificid worms // Hydrobiologia, 1989, 188/189, p. 487–496.
933. Hall M.J. Urban Hydrology. – London, New York: Elsevier Appl. Sci. Publ., 1984. – 299 p.
934. Hamsher S.E., Vis M.L. Utility of the periphyton index of biotic integrity (PIBI) as an indicator of acid mine drainage impacts in southeastern Ohio // J. of Phycology, 2003, 39, № S1, p. 20–21.
935. Hathorn S., Fuller W.H. Feedlot manure use on desert cropland // BioCycle, 1986, 27, № 1, p. 48–51.
936. Heaven S., Ilyushenko M.A., Tanton T.W., Ullrich S.M., Yanin E.P. Mercury in the River Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: I. River sediments and water // Sci. Total Environ., 2000, 260, № 1–3, p. 35–44.
937. Heaven S., Ilyushenko M.A., Kamberov I.M., Politicov M.I., Tanton T.W., Ullrich S.M., Yanin E.P. Mercury in the River Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: II. Floodplain soils and riverbank silt deposits // Sci. Total Environ., 2000, 260, № 1–3, p. 45–55.
938. Hecht H. Schwermetalle in Futtermitteln, derzeitige Belastung in der Bundesrepublik Deutschland // Wiss. und Umwelt., 1983, № 4, s. 277–288.
939. Hill B.H., Willingham W.T., Parrish L.P., McFarland B.H. Periphyton community responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream // Hydrobiologia, 2000, v. 428, p. 161–169.
940. Himmelheber D., Hughes J. Complete tetrachloroethene dechlorination in Anacostia River Sediment // SETAC 26th Annual Meeting in North America, Baltimore, Maryland, USA, November 13–17, 2005.
941. Hemond H.F., Duran A.P. Fluxes of NO₂ at the sediment-water and water-atmosphere boundaries of a nitrogen-rich river // Water Resour. Res., 1989, 25, № 5, p. 839–846.

942. *Hintemann H., Wilken R.-D.* Levels of total mercury and methylmercury compounds in sediments of the polluted Elbe River: Influence of seasonally and spatially varying environmental factors // *Sci. Total Environ.*, 1995, 166, № 1–3, p. 1–10.
943. *Hiraide M., Ishii M., Mizuke A.* Speciation of iron in river water // *Anal. Sci.*, 1988, 4, № 6, p. 605–609.
944. *Hochella M.F., Moore J.N., Putnis C.V. et al.* Direct observation of heavy metal-mineral association from the Clark Fork River Superfund Complex: Implications for metal transport and bioavailability // *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2005, 69, № 7, p. 1651–1663.
945. *Hogg T.J., Bettany J.R., Stewart J.W.B.* The uptake of Hg-labeled mercury compounds by brome grass from irrigated undisturbed soil columns // *J. Environ. Qual.*, 1978, 7, № 3, p. 445–450.
946. *Hürkamp K., Raab T., Völkel J.* Lead Pollution of Floodplain Soils in a Historic Mining Area – Age, Distribution and Binding Forms // *Water Air Soil Pollut.*, 2009, v. 201, p. 331–345.
947. *Husák Š., Sládeček V., Sládečková A.* Freshwater macrophytes as indicators of organic pollution // *Acta hydrochim. et hydrobiol.*, 1989, 17, № 6, c. 693–697.
948. Impian to chimico-biologico per la depurazione degli scarichi di un allattamento suinicolo di 80000 capi // *Ing. Ambient. Inquin. e depur.*, 1980, 9, № 2, p. 147–149.
949. *Ishikawa S., Sakazaki Y., Eguchi Y., Suetomi R., Nakamura E.* Identification of chemical substances in industrial wastes and their pyrolytic decomposition products // *Chemosphere*, 2005, v. 59, p. 1343–1353.
950. *Ivanovová D., Hanslík E., Stierand P.* The assessment of natural and artificial radionuclides in river sediments in the Czech Republic // *Sediment Dynamics for a Changing Future (Proc. of the ICCE symposium held at Warsaw University of Life Sciences - SGGW, Poland, 14–18 June 2010) / IAHS Publ.*, 2010, v. 337, p. 157–162.
951. *Jalees K.* Environmental impacts of fertilizers in India // *Chem. and Ind.*, 1986, № 12, p. 1–10.
952. *Jameson R.* Elements of geology. – Edinburg: William Blackwood, 1808. – 368 p.
953. *Jasinska M., Mietelski J.W., Pociask-Karteczka J.* Radionuclide content in the upper Vistula river sediments in a coal mining region in Poland (East-Central Europe) // *Water, Air, & Soil Pollution*, 2008, 102, № 3–4, p. 335–360.
954. *Jeffery J.J., Uren N.C.* The effect of the application of piggery effluent to soils and pastures // *Progr. Water Technol.*, 1979, 11, № 4–5, p. 275–282.
955. *Jenne E.A.* Trace elements sorption by sediments and soils – sites and processes // *Symposium on Molybdenum in the Environment*, v. 2. – Marcel Dekker, New York, 1977, p. 425–553.
956. *Jennett J.C., Wixson B.G.* Geochemistry, mining and the Environment // *Miner. and Environ.*, 1983, 5, № 2–3, p. 39–53.
957. *Jensen D.L., Christensen T.H.* Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills // *Water Res.*, 1999, 33, № 9, p. 2139–2147.
958. *Johnson M.S., Eaton J.W.* Environmental contamination through residual trace metal dispersal from a derelict lead-zinc mine // *J. Environ. Qual.*, 1908, 9, № 2, p. 175–179.
959. *Johnson R., Wal C.M., McVeety B. et al.* Uranium in soil around phosphate processing plants in Pocatello, Idaho // *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.*, 1980, 24, № 5, p. 735–738.
960. *Jones C.A., Lick W.* Contaminant flux due to sediment erosion and deposition // *Abstracts from the 45 Conf. on Great Lakes Research. Winnipeg, June 2–6, 2002. Ann Arbor (Mich.): Int. Assoc. Great Lakes Res.*, 2002, p. 63.
961. *Johnson G.D., McIntosh A.W., Atchinson G.J.* The use of Periphyton as a monitor of trace metals in two contaminated Indiana lakes // *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 1978, v. 19, p. 733–740.
962. *Juszkiewicz T., Szprengier T.* Zawartość rtęci w przemysłowych minieszankach paszowych // *Med. weter.*, 1977, 33, № 9, c. 544–545.
963. *Kabata-Pendias A., Pendias X.* Trace Elements in the Soil and Plants. – CRS Press, Inc.: New York, 1985. – 290 p.
964. *Kaiser K.L.E., Lum K.R., Comba M.E., Palabrica V.S.* Organic trace contaminants in St. Lawrence River water and suspended sediments, 1985–1987 // *Sci. Total Environ.*, 1990, v. 97/98, p. 23–40.
965. *Karlsson S., Allard B., Hakansson K.* Chemical characterization of stream-bed sediments receiving high loadings of acid mine effluents // *Chem. Geol.*, 1988, 67, № 1–2, p. 1–15.
966. *Kitto M.E., Parekh P.P., Torres M.A., Schneider D.J.* Radionuclide and chemical concentrations in mineral waters at Saratoga Springs, New York // *Environ. Radioact.*, 2005, 80, № 3, p. 327–339.
967. *Klein L.A., Lang M., Nash N. et al.* Sources of metals in New York City Waster-Water // *J. W. P. C. F.*, 1974, 46, p. 2653–2662.
968. *Knighton A.D.* River adjustment to changes in sediment load: the effects of tin mining on the Ringarooma River, Tasmania, 1875–1984 // *Earth Surface Process. and Landforms*, 1989, 14, № 4, p. 333–359.

969. Koc J. Zawartość składników nawazowych w gnojowicy // *Rocz. Glebozn. / PT glebozn.*, 1989, 40, № 1, s. 269–278.
970. Kockelman W.J. Land-use planning and reclamation // *US geol. surv. Bull.*, 1990, № 1958, p. 43–44.
971. Komulaynen S. Use of phytoperiphyton to assess water quality in north-western Russian rivers // *J. of Appl. Phycology*, 2002, 14, № 1, p. 57–62.
972. Krause G.H.M., Kaiser H. Plant response to heavy-metals and sulphur dioxide // *Environ. Pollut.*, 1977, 12, p. 63–71.
973. Kukal Z.C. Geology of recent sediments. – Prague: Acad. Press., 1978. – 363 p.
974. Kunte H. Polyryklische, aromatische Kohlenwasserstoffe in landwirtschaftlich senutren Böden // *Zbl. Bakteriolog. J. Reihe B*, 1977, 164, № 5/6, s. 469–475.
975. Last D.G. Urban erosion control: the conservation district role in Wisconsin // *J. Soil and water Conserv.*, 1981, 36, № 5, p. 270–274.
976. Laxen D., Harrison R. The highway as a source of water pollution: an appraisal with the heavy metal lead // *Water Res.*, 1977, 11, № 1, p. 1–11.
977. Laverman A.M., Garnier J.A., Mounier E.M., Roose-Amsaleg C.L. Nitrous oxide production kinetics during nitrate reduction in river sediments // *Water Res.*, 2010, 44, p. 1753–1764.
978. Leenaers H., Schouten C.J. Soil erosion and floodplain soil pollution: Related problems in the geographical context of a river basin // *Sediment and the Environment (Proceedings of the Baltimore Symposium, May 1989)*. IAHS Publ., 1989, № 184, c. 75–83.
979. Leenaers H., Schouten C.J., Rang M.C. Variability of the Metal Content of Flood Deposits // *Environ. Geol. Water Sci.*, 1988, 11, № 1, p. 95–106.
980. Lick W. Sediment water fluxes of hydrophobic organic chemicals // *Abstracts from the 45 Conference on Great Lakes Research. Winnipeg, June 2–6, 2002. Ann Arbor (Mich.): Int. Assoc. Great Lakes Res.*, 2002, p. 74.
981. Lindh G. Urbanization: a hydrological headache // *AMBIO*, 1972, 1, № 6, p. 185–201.
982. Lin J.-G., Chen C.-Y., Wang C.-H. Effects of pH on metals specification in a contaminated sediment // *J. Chin. Inst. Environ. Engin.*, 1998, 9, № 1, p. 49–56.
983. Livingstone D.A. Chemical composition of rivers and lakes: Date of geochemistry // *U.S. Geol. Survey Profess.*, 1963, Paper 440 G, p. G1–G64.
984. Magalhaes M.S., Sequeira E.M., Lucas M.D. Copper and zinc vineyards of Central Portugal // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1985, 26, № 1, p. 1–17.
985. Malmquist P.-A., Svensson G. Urban storm water pollutant sources // *Stud. and Repts Hydrol.*, 1977, № 24, p. 31–38.
986. Mance G., Harman M.M.J. The quality of urban storm-water run-off // *Urban Storm Drainage. Proc. Int. Conf., Southampton, 1978. – London-Plymouth, 1978 p.* 603–617.
987. Manka J., Rebhun M., Mandelbaum A., Bortinger A. Characterization of organics in secondary effluents // *Environ. Sci. Technol.*, 1974, v. 8, p. 1017–1020.
988. Mansikkaniemi H. Measurement of sediment transport in the Schefferville mining areas, central Quebec-Labrador peninsula // *MaGill Sub-Arct. Res. Rap.*, 1980, № 30, p. 65–80.
989. Mantoura F.R.C., Dickson A., Riley J.P. The complexation of metals with humic materials in natural waters // *Estuarine and Coastal Marine Science*, 1978, v. 6. p. 1573–1583.
990. Marsh G.P. Man and nature; or, Physical geography as modified by human action. – New York: Charles Scribner, 1964. – 560 p.
991. Martin J.M., Meybeck M. The content of mayor elements in the dissolved and particulate load of river // *Biogeochemistry of estuarine sediments. – Paris: UNESCO*, 1978, p. 95–110.
992. Martin J.M., Meybeck M. Elemental mass balance of material carried by major world rivers // *Mar. Chem.*, 1979, v.7, p. 173–206.
993. Martinez-Aguirre A., Garcia-Leon M., Ivanovich M. U and Th speciation in river sediments // *The Science of the Total Environment*, 1995, v. 173–174, p. 203–209.
994. Martinova M.V. The release of gases from sediments // *Intern. Rev. Hydrobiol.*, 1998, 83, Special issue, p. 249–256.
995. Matthess G. The role of natural organics on water interaction with soil and rock // *IAHS-AISH publ.*, 1984, № 150, p. 11–21.
996. Mauro J.B.N., Guimarães J.R.D., Hintelmann H. Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and water – comparative studies with stable and radio-mercury additions // *Anal. Bioanal. Chem.*, 2002, v. 373, p. 983–989.
997. Maximovich N.G., Menshikova E.A., Osovetskiy B.M. Hard technogenic components in alluvium and environment // *The 31st International Geological Congress, Rio de Janeiro, Aug. 6–17, 2000: Congress Program. – Rio de Janeiro: Geol. Surv.*, 2000, p. 4355.
998. McIntosh A.W., Shephard B.K., Mayes R.A. et al. Some aspects of sediment distribution and macrophyte cycling of heavy metals in a contaminated lake // *J. Environ. Quality*, 1978, 7, p. 301–305.

999. *Merkel D., Koster W.* Der Nachweis einer Zinktoxizität bei Kulturpflanzen durch die Bodenuntersuchung mit Hilfe der CaCl₂-Methode // "Landw. Rorsch". Zeitschrift. Sonderheft. Frankfurt-Main, 1977, 33, № 1, p. 274–281.
1000. *Merry R.H., Tiller K.G., Alston A.M.* Accumulation of copper, lead and arsenic in some Australian orchard soils // *Austral. J. Soil Res.*, 1983, 21, № 4, p. 549–561.
1001. *Meybeck M.* Concentrations des aux fluviales en éléments majeurs et apports en solution aux océans // *Rev. géol. dy-nam. et géogr. phys.*, 1979, 21, № 3, p. 215–246.
1002. *Miranda M.R., Guimarães J.R., Roulet M. et al.* Mercury methylation and bacterial activity in macrophyte-associated periphyton in floodplain lakes of the Amazon basin // *RMZ-Materials and Geoenvironment*, 2004, 51, № 2, p. 1218–1220 // http://www.unites.uqam.ca/gmf/caruso/doc/caruso/guimaraes/guimaraes_2004.pdf.
1003. *Morris R.J., McCartney M.J., Lockyer C., Hoborn R.* The particulate load of the Red River, St Ives Bay: Its geochemical composition and the effect of its discharge plume on the behaviour of a resident wild dolphin // *Marine Pollution Bulletin*, 1985, 16, № 3, p. 106–108.
1004. *Moxham R.L.* Minor element distribution in some metamorphic pyroxenes // *Can. Mineral.*, 1960, v. 6, p. 522–545.
1005. *Müller G., Furrer R.* Die Belastung der Elbe mit Schwermetallen. Erste Ergebnisse von Sedimentuntersuchungen // *Naturwissenschaften*, 1994, 81, № 9, p. 401–405.
1006. *Myhra S.* Some environmental aspects of uranium mining and milling in northern Australia // *Search.*, 1978, 9, № 1, p. 400–406.
1007. *Nath R.L.* Mining and the Environment – Aspects and Options. (Part II) // *Indian Mining and Eng. J.*, 1982, 21, № 5, p. 22–26.
1008. *Nriagu J.O., Coker R.D.* Trace metals in humic and fulvic acids from Lake Ontario sediments // *Environ. Sci. Technol.*, 1980, v. 11, p. 429–435.
1009. *O'Connor G.A., Kiehl D., Eiceman G.A., Ryan J.A.* Plant uptake of sludge-borne PCBs // *J. Environ. Qual.*, 1990, 19, № 1, p. 113–118.
1010. *Offenbacher G.* Gehalte an organischen Schadstoffen in Wasser und Klärschlamm // *Forsch. und Berat. C.*, 1989, № 46, s. 107–121.
1011. *Organic compounds in aquatic environments.* – New York: Marcel Dekker, 1971. – 638 p.
1012. *Otto J.F.* Schadstoffe bedrohen die Landwirtschaft // *Schweiz. landwirt. Monatsh.*, 1984, № 2, s. 35–52.
1013. *Ozimek T.* Effect of municipal sewage on the submerged macrophytes of a lake littoral // *Ecol. Pol.*, 1978, 26, № 1, p. 3–39.
1014. *Paige C.R., Snodgrass W.J., Nicholson P.V. et al.* The effect of phosphate on the transformation of ferrihydrite into crystalline products in alkaline media // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1997, 97, № 3–4, p. 397–412.
1015. *Pascual J.A., García C., Hernandez T., Ayuso M.* Changes in the microbial activity of arid soil amended with urban organic wastes // *Biol. Fertil. Soils*, 1997, v. 24, p. 429–434.
1016. *Patel C.B., Pandey G.S.* Permeation of toxic metals in surface soil through iron ore slime discharge // *J. Inst. Eng. (India). Met. and Mater. Sci. Div.*, 1989, 69, № 2, p. 42–44.
1017. *Paul A.C., Haridasan P.P., Krishnamony S.* Radiological environmental impact of phosphogypsum. An Overview // *BARC [Rept.]*, 1996, E/021, p. 30.
1018. *Paul A.C., Pillai K.C.* Pollution profile of a river // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1978, 10, № 2, p. 133–146.
1019. *Payet C., Bryselbout C., Morel J.L., Lichtfouse E.* Organic geochemistry of sewage sludge. I. Lipid fractionation by thin layer chromatography // *Analysis*, 1999, 27, № 5, p. 396–398.
1020. *Pawson R.R., Lord D.R., Evans M.G., Allott T.E.H.* Fluvial organic carbon flux from an eroding peatland catchment, southern Pennines, UK // *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 2008, v. 12, p. 625–634.
1021. *Philips S., Sankaran Unni K.* Content of metallic ions in water and sediments in reservoirs and rivers receiving ash effluents from thermal power stations // *Trop. Ecol.*, 1991, 32, № 2, p. 236–244.
1022. *Pisano M.A.* Nonpoint sources of pollution: a federal perspective // *J. Environ. Eng. Div. Proc. Amer. Soc. Civ. Eng.*, 1976, 102, № 3, p. 555–565.
1023. *Plater A.J., Ridgway J., Appleby P.G. et al.* Historical contaminant fluxes in the Tees estuary, UK: Geochemical, magnetic and radionuclide evidence // *Mar. Pollut. Bull.*, 1999, 37, № 3–7, p. 343–360.
1024. *Powell M.A., Fyfe W.S., Landsberger S. et al.* Coal utilization in India: mobilization of selected elements to the surface environment // *Energy Sour.*, 1990, 12, № 3, p. 297–314.
1025. *Prasad B., Banerjee N.N., Dhar B.B.* Environmental assessment of coal ash disposal: A review // *J. Sci. and Ind. Res.*, 1996, 55, № 10, p. 772–780.
1026. *Procopovich N.P.* Acidic surface deposits in California and Nevada // *Calif. Geol.*, 1981, 34, № 1, p. 7–11.

1027. *Ramelow G.J., Biven S.I., Zhang Y. et al.* The indefication of point sources of heavy metals in an industrially impacted waterway by periphyton and surface sediment monitoring // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1992, v. 65, p. 175–190.
1028. *Ramelow G.J., Maples R.S., Thompson R.L. et al.* Periphyton as monitors for heavy metal pollution in the Calcasieu River estuary // *Environ. Pollut.*, 1987, 43, № 4, p. 247–261.
1029. *Randall C.W., Garland J.A., Grizzard Th.J. et al.* The significance of stormwater runoff in an urbanizing watershed // *Prog. Water Technol.*, 1977, 9, № 3, p. 547–562.
1030. *Randall C.W., Helsel D.R., Grizzard Th.J. et al.* The impact of atmospheric contaminants on stormwater quality in an urban area // *Prog. Water Technol.*, 1978, 10, № 5, p. 417–431.
1031. *Rayzacher Z.* Niektore problemy hydrologiczne obszarów zurbanizowanuch // *Czas. geogr.*, 1980, 51, № 2, s. 215–217.
1032. *Razavi N.R.* Role of bubbling from aquatic sediments in mercury transfer to a benthic in-vertebrate in the St. Lawrence River, Cornwall, Ontario. A thesis submitted to the Department of Biology in conformity with the requirements for the degree of Master of Science. QUEEN'S UNIVERSITY, Kingston, Ontario, Canada, 2008. – 120 p.
1033. *Revis N.W., Osborn T.R., Holdsworth G., Hadden C.* Distribution of mercury species in soil from a mercury-contaminated site // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1989, 45, № 1–2, p. 105–113.
1034. *Riedel F., Dapper H.* Gummireifen und Umweltschutz // *Forum-Städte-Hyg.*, 1979, 30, № 2, s. 39–41.
1035. *Riley I.P.* The occurrence of technetium in the Irish Sea // *Mar. Pollut. Bull.*, 1986, 17, № 5, p. 229.
1036. *Rogers R.D.* Volatility of mercury from soils amended with various mercury compounds. EPA-600/3-78-046. Ecological Research Series. April 1978. – 9 p.
1037. *Roszak W.* Effect of agriculture on chemical composition of shallow underground water // *Environ. Prot. Eng.*, 1988, 14, № 3–4, p. 57–68.
1038. *Roulet M., Lucotte M., Farella N. et al.* Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1999, v. 112, p. 297–313.
1039. *Roulet M., Lucotte M., Guimarães J.R.D., Rheault I.* Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil // *Sci. Total Environ.*, 2000, v. 261, p. 43–59.
1040. *Russel R.D.* The size distribution of minerals in Mississippi River sands // *J. Sediment. Petrol.*, 1936, 6, № 3, p. 126–142.
1041. *Russel R.D.* Mineral composition of Mississippi River sands // *Geological Society of America Bulletin*, 1937, 48, № 9, p. 1307–1348.
1042. *Sawidis T., Stratis J., Zachariadis G.* Distribution of heavy metals in sediments and aquatic plants of the river Pinios (central Greece) // *Sci. Total Environ.*, 1991, v. 102, p. 261–266.
1043. *Sherlock R.* Man as a geological agent. An account of his action on inanimate nature. – London, 1922. – 372 p.
1044. *Schink B.* Mikrobielle Lebens-gemeinschaften in Gewässersedimenten // *Naturwissenschaften*, 1989, 76, № 8, S. 364–372.
1045. *Schulze B., Ullmann R., Kirsch H.* Zur Problematik der Belastung der Luft mit Schwefelwasserstoff durch Ausgasung aus Flüssen // *Z. ges. Hyg.*, 1979, 3, s. 219–221.
1046. *Seitzinger S.P.* Denitrification in aquatic sediments // *Denitrification Soil and Sediment: Proc. Symp. Fed. Eur. Microbiol. Soc. Min. Environ.*, Aarhus, June 6–9, 1989. – New York, London, 1990, p. 310–322.
1047. *Shelton C.H., Lessman G.M.* Quality characteristics of agricultural and waste disposal runoff water // *J. Soil and Water Conserv.*, 1978, 33, № 3, p. 134–139.
1048. *Shirmohammadi A., Knisel W.G.* Irrigated agriculture and water quality in South // *J. Irrig. And Drain. Eng.*, 1989, 115, № 5, p. 791–806.
1049. *Sieder J., Kluge A., Metzner I., Volland B.* Charakteristische Ursachen für Schwermetallbelastungen von Auenböden im Einzugsgebiet von Mulde und Elbe // *GKSS*, 1992, № E49, p. 80–81.
1050. *Simler L.* The Rhine and its underground water table: environmental probltms: transport mechanisms of pollutants: chlorides // “Oceans’87 Proc.: Ocean-Int. Workplace, Halifax, Sept. 28 – Oct. 1, 1987. Vol. 5”. – New York, 1987, p. 1693–1695.
1051. *Singh M., Müller G., Singh I.B.* Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanisation of the Ganga Plain, India // *Water, Air, and Soil Pollution*, 2002, v. 141, p. 35–54.
1052. *Smith R.E. et al.* Investigations of the impact of effluent from Ok Tedi copper mine on the fisheries resornce in the Fly River // *Environ. Minit. and Assessment*, 1990, 14, № 2, p. 315–331.
1053. *Sparks D.L.* Environmental Soil Chemistry. 2nd Edition. – San Diego: Academic Press, 2002. – 368 p.

1054. Sparks D.L. Toxic metals in the environment: the role of surfaces // *Elements*, 2005, v. 1, September, p. 193–197.
1055. Sterritt R.M., Lester J.N. The value of sewage sludge to agriculture and effects of the agricultural use of soil sludges contaminated with toxic elements: a review // *Sci. Total Environ.*, 1980, 16, № 1, p. 55–90.
1056. Sterritt R.M., Lester J.N. Mechanisms of heavy metal concentration into sewage sludge // *Process. and Use Sewage Sludge. Proc. 3 Int. Symp.*, Brighton, Sept. 27–30, 1983. – Dordrecht e. a., 1984, p. 172–175.
1057. Shirmohammadi A., Lnisel W.G. Irrigated agriculture and water quality in South // *J. Irrig. and Drain. Eng.*, 1989, 115, № 5, p. 791–806.
1058. Shuman L.M. Effect of phosphorus level on extractable micronutrients and their distribution among soil fraction // *Soil Sc. Soc. America J.*, 1988, 52, № 1, p. 136–141.
1059. Swain F.M. Non-marine organic geochemistry. – Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1970. – 445 p.
1060. Sweney D.W., Graetz D.A. Chemical and decomposition characteristics of anaero-bic digester effluents applied to soil // *J. Environ. Qual.*, 1988, 17, № 2, p. 309–313.
1061. Tanton T., Heaven S., Ilyushenko M., Veselov V., Yanin E.P., Pedrizetti G. Development of Options for Damage Limitation and Environmental Restoration of Mercury-contaminated Areas in North-Central Kazakhstan. Final Report. INCO-Copernicus Contract No. IC15-CT96-0110. 1 February 1997 to 31 January 1999. – 1999. – 82 p.
1062. Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. Trace metal speciation in the Yamaska and St.François Rivers (Quebec) // *Canadian Journal of Earth Sciences*, 1980, 17, p. 90–105.
1063. The Waterloo Symposium on the Role of Erosion and Sediment Transport in Nutrient and Contaminant Transfer, Waterloo, July, 2000 // *IAHS Publ.*, 2000, 263, p. 3–307.
1064. Trüby P., Hädrich F. Heavy metal turnover in an irrigated pararebzdina of the southern upper Rhine valley // *Heavy Metals Environ. Int. Conf.*, Athens, Sept., 1985. Vol. 2. – Edinburg, 1985, p. 555–558.
1065. Uranium in the Environment. Mining Impact and Consequences. – Springer-Verlag: Berlin Heidelberg, 2006. – 897 p.
1066. Valentini M.T.G., Maggi L., Stella R., Ciceri G. Metal-humic and fulvic acid interactions in fresh water ultrafiltrate fraction // *Chem. Ecol.*, 1983, 1, № 4, p. 279–291.
1067. Verfahren und Vorrichtung zum Erfassen der magnetischen Suszeptibilität von Böden und/oder Sedimenten: Заявка 10019694 Германия, МПК7 G 01 V 3/08. Röster W., Hoffmann V., Appel R. (Prüfer und Kollegen). № 10019694.2; Заявл. 20.04.2000; Опубли. 31.10.2001.
1068. Viers J., Dupré B., Gaillardet J. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database // *Science of the Total Environment*, 2009, v. 407, p. 853–868.
1069. Viklander M. Substances in urban snow a comparison of the contamination of snow in different parts of the city of Luleå, Sweden // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1999, 114, № 3–4, p. 377–394.
1070. Vymazal J., Craft C.C., Richardson C.J. Periphyton response to nitrogen and phosphorous additions in Florida Everglades // *Algol. Stud.*, 1994, v. 73, p. 75–97.
1071. Walling D.E., Owens P.N., Leeks G.J.L. The role of channel and floodplain storage in the suspended sediment budget of the River Ouse, Yorkshire, UK // *Geomorphology*. 1998, vol. 22, p. 225–242.
1072. Wallschläger D. Speziesanalytische Untersuchungen zur Abschätzung des Remobilisierungspotentials von Quecksilber aus kontaminierten Elbauen // *GKSS. [Rept.]*, 1996, E64, s. 1–297.
1073. Wallschläger D., Desai M.V.M., Spengler M., Wilken R.-D. Heavy metals in the environment. Mercury speciation in floodplain soils and sediments along a contaminated river transect // *J. Environ. Qual.*, 1998, 27, № 5, p. 1034–1044.
1074. Wallschläger D., Kock H.H., William H. Schroeder W.H. et al. Mechanism and significance of mercury volatilization from contaminated floodplains of the German river Elbe // *Atmospheric Environmen*, 2000, v. 34, p. 3745–3755.
1075. Wallschläger D., Kock H.G., Schroeder W.H. et al. Estimating gaseousmercury emissions from contaminated floodplain soils to the atmosphere with simple field measurement techniques // *Water, Air, and Soil Pollution*, 2002, v. 135, p. 39–54.
1076. West R.H., Hatcher P.G. Polychlorinated biphenils in sewage sludge and sediments of the New York Bight // *Mar. Pollut. Bull.*, 1980, v. 11, p. 126–129.
1077. Wild S.R., Berow M.L., McGrath S.P., Jones K.C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in crops from long-term field experiments amended with sewage sludge // *Environ. Pollut.*, 1992, 76, № 1, p. 25–32.
1078. Wilken R.-D., Hintelmann H. Mercury and methylmercury in sediments and suspended particles from the River Elbe, North Germany // *GKSS [Rept]*, 1992, E5, p. 427–437.
1079. Winter J.G., Duthie H.C. Effects of urbanization on water quality, periphyton and invertebrate communities in a southern Ontario stream // *Canad. Water Res. J.*, 1998, 23, № 3, p. 245–258.
1080. Wood J.M., Goldberg E.D. Impact of metals on the biosphere // *Global Chemical Cycles and Their Alterations by man. Rept. Dahlem Workshop Berlin*, 1976. Berlin: Dahlem Konferenzen, 1977, p.137–153.

1081. *Yanin E.P.* Mercury in surroundings of the city of Temirtau, Central Kazakhstan. – Moscow, IMGRE, 1997. – 30 p.
1082. *Yanin E.P.* Electrical Engineering Industry and the Urban Environment (man-made pollution and ecological effects). – Dialog-MGU Publishers, Moscow, 1998. – 37 p.
1083. *Yanin E.P., Moskalenko N.N.* Monitoring and Assessment of Mercury Pollution in the Vicinity of Electrical Engineering Plants in the CIS // *Mercury Contaminated Sites: Characterization, Risk Assessment and Remediation*. – Springer Environmental Science Book Series, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 1999, p. 221–235.
1084. *Yanin E.P., Sayet Y.E., Kashina L.I.* Hydrochemistry of Lake Glubokoe // *Hydrobiologia*, 1986, 141, № 1–2, p. 11–23.
1085. *Young T.C., Waltman M.R., Theis T.L., DePinto J.V.* Studies of heavy metal sorption by Trenton Channe (Detroit River) // *Hydrobiologia*, 1992, v. 235/236, p. 649–660.
1086. *Yuan Q.Z.* Experimental and modeling studies of contaminant transport in capped sediments during gas bubble ebullition. A Dissertation Submitted to the Graduate Faculty of the Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in The Cain Department of Chemical Engineering. Tianjin Institute of Light Industry, China, 2007. – 215 p. // <http://etd.lsu.edu/docs/available/etd-12142006-110928/unrestricted/qzyuandissert.pdf>
1087. *Yuan Q., Valsaraj J.K.T., Reible D.D., Willson C.S.* A laboratory study of sediment and contaminant release during gas ebullition // *J. Air and Waste Managem.t Association*, 2007, v. 57, p. 1103–1111.
1088. *Zachara J.M., Fredrickson J.K., Smith S.C., Gassman P.L.* Solubilization of Fe(III) oxide-bound trace metals by a dissimilatory Fe(III) reducing bacterium // *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2001, 65, № 1, p. 75–93.
1089. *Zachmann D.W., Block R.* Studes of the availability of toxic heavy elements in soils and sediments in the vicinity of a lead smelting site (Germany) // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1984, 78, № 3 – 4, p. 317–334.
1090. *Žižek S., Milačič R., Kovač N. et al.* Periphyton as a bioindicator of mercury pollution in a temperate torrential river ecosystem // *Chemosphere*, 2011, v. 85, p. 883–891.
1091. *Zorpas A.A., Arapoglou D., Panagiotis K.* Waste paper and clinoptilolite as a bulking material with dewatered anaerobically stabilized primary sewage sludge (DASPSS) for compost production // *Waste management*, 2003, v. 23, p. 27–35.
1092. *Zyka V.* Průměrné chemické složení povrchových a spodních (sladkých) vod // *Sbor. geol. ved. TG*, 1972, 10, s. 69–90.

Оглавление

От автора	3
Введение	4
1. Краткая характеристика основных районов и методов исследований	8
2. Аллювиальные отложения и их формирование в природных условиях	17
2.1. Эрозионно-аккумулятивные процессы в бассейнах и руслах равнинных рек.....	18
2.2. Гидрохимические условия аллювиальной обстановки осадконакопления.....	28
2.2.1. Химический состав речных вод и его формирование	29
2.2.2. Основные процессы, определяющие поведение химических элементов в речных водах	32
2.3. Строение, состав и геохимические особенности аллювиальных отложений равнинных рек	44
2.3.1. Общая схема формирования аллювия	45
2.3.2. Особенности строения аллювия	52
2.3.3. Гранулометрические особенности и минеральный состав аллювия	53
2.3.4. Геохимические особенности руслового аллювия	61
2.4. Формирование, строение и состав аллювия горных рек	66
2.5. Русловые илы	73
2.6. Выводы	76
3. Особенности поступления загрязняющих веществ и условия осадконакопления в реках техногенных ландшафтов	77
3.1. Условия и факторы формирования водного стока в техногенных ландшафтах	81
3.2. Источники поступления загрязняющих веществ в поверхностные водотоки	84
3.2.1. Источники и пути поступления загрязняющих веществ в городах и промышленно-урбанизированных районах	85
3.2.2. Источники и пути поступления загрязняющих веществ в сельскохозяйственных районах	114
3.2.3. Источники и пути поступления загрязняющих веществ в горнорудных районах	125
3.3. Гидрохимические особенности среды техногенного осадконакопления	143
3.4. Химический состав и особенности поставки осадочного материала с канализационным стоком города	152
3.5. Влияние весеннего половодья на техногенную поставку и распределение химических элементов в речных водах	163
3.6. Выводы	165
4. Морфологические особенности и вещественный состав техногенных речных илов	168
4.1. Особенности морфологии и строения техногенных илов	169
4.2. Гранулометрическая характеристика техногенных илов	177
4.3. Минеральный состав техногенных илов	186
4.4. Искусственные частицы в техногенных илах	198
4.5. Петрохимические особенности техногенных илов	202
4.6. Органическое вещество в техногенных илах	208
4.7. Выводы	215
5. Химические элементы в техногенных речных илах	220
5.1. Техногенные геохимические аномалии и приемы их выявления	220
5.2. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях рек	225
5.2.1. Методические подходы к выявлению и оценке геохимических аномалий	225
5.2.2. Реки сельскохозяйственных районов	227
5.2.3. Реки промышленно-урбанизированных территорий	230
5.3. Техногенные радионуклиды в речных отложениях промышленно-урбанизированных районов ..	236
5.4. Особенности пространственного распределения химических элементов в речных отложениях ...	241
5.5. Выводы	281

6. Особенности закрепления и перераспределения химических элементов в техногенных илах	283
6.1. Распределение химических элементов в гранулометрическом спектре илов	283
6.2. Формы нахождения тяжелых металлов в илах и состав иловых вод	287
6.3. Обменные катионы в илах	301
6.4. Вторичные преобразования илов и процессы высвобождения поллютантов	304
6.5. Газообразование в илах и его эколого-геохимическая роль	310
6.6. Выводы	316
7. Эпифитовзвесь – разновидность современных осадочных образований и ее эколого-геохимическое значение	317
7.1. Макрофиты и их роль в экологии речных систем	319
7.2. Особенности образования и общий химический состав эпифитовзвеси	323
7.3. Техногенные геохимические аномалии в эпифитовзвеси	325
7.4. Формы нахождения тяжелых металлов в эпифитовзвеси	328
7.5. Особенности распределения ртути в эпифитовзвеси	331
7.6. Экологическая роль и биогеохимические особенности эпифитовзвеси	335
7.7 Выводы	340
8. Эколого-геохимические преобразования пойменных ландшафтов при разливах рек и использовании речных вод для орошения в зонах техногенного загрязнения	342
Заключение	363
Литература	376

Евгений Петрович Янин

ТЕХНОГЕННЫЕ РЕЧНЫЕ ИЛЫ

(условия формирования, вещественный состав,
геохимические особенности)

Отпечатано в ООО «Красногорская типография».

143405, Московская область, г. Красногорск,

Коммунальный квартал, дом 2.

Заказ 1658.

Формат 60х90/16. Печать офсетная.

Объем 26 п. л.