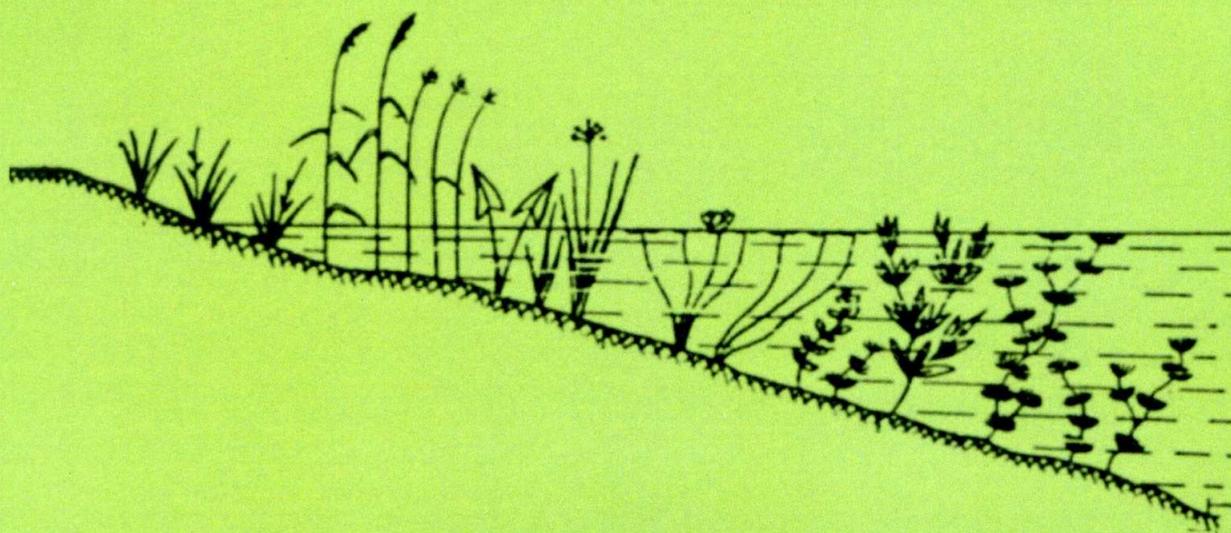


**Е.П. ЯНИН**

**ГЕОХИМИЯ  
РЕЧНОЙ ЭПИФИТОВЗВЕСИ  
В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ  
ПРОМЫШЛЕННОГО  
ГОРОДА**



**МОСКВА – 2020**

**Е.П. ЯНИН**

**ГЕОХИМИЯ  
РЕЧНОЙ ЭПИФИТОВЗВЕСИ  
В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ  
ПРОМЫШЛЕННОГО ГОРОДА**

**МОСКВА – 2020**

УДК 574.4:504.054:574.5.08

ББК 26.30

Я62

**Янин Е.П.** Геохимия речной эпифитовзвеси в зоне влияния промышленного города. – М.: НП «АРСО», 2020. – 139 с.

В книге обсуждаются результаты изучения особого компонента речной среды – эпифитовзвеси, т. е. осадочного материала, связанного с макрофитами, на необходимость геохимического исследования которого одним из первых указал В.И. Вернадский. Рассматриваются источники и процессы формирования эпифитовзвеси, ее вещественный состав, геохимические особенности, экологическое значение. Установлено, что в зонах техногенного загрязнения в эпифитовзвеси интенсивно концентрируются различные химические элементы и органические вещества. Показано, что эпифитовзвесь играет особую роль в миграции химических элементов, в трансформации их форм нахождения, в биогеохимических процессах. Обоснована возможность использования эпифитовзвеси в качестве компонента-индикатора техногенного загрязнения рек.

Табл. 33; рис. 29; список лит. – 305 назв.

Рецензенты:

кандидат биологических наук *В.Н. Кузьмич*,  
кандидат геолого-минералогических наук *С.Б. Самаев*,  
доктор географических наук *В.С. Хомич*

**ISBN 978-5-906731-77-7**

© Янин Е.П., 2020

## Введение

Эпифитовзвесь – термин, в свое время предложенный автором этих строк для обозначения осадочного материала, осажденного на листьях и стеблях речных макрофитов [181, 183, 193]. К последним принято относить высшие водные и прибрежно-водные растения, а также прикрепленные низшие и плавающие водоросли [139]. По более удачному определению И.М. Распопова [136], макрофиты – это макроскопические растительные организмы вне зависимости от их систематического положения, установление родовой (видовой) принадлежности которых не требует применения оптических приборов с большим увеличением.

В отечественной литературе также широко распространён термин (и соответствующее понятие) «высшие водные растения», которые включают высшие споровые и цветковые растения, произрастающие в водной среде. В англоязычной литературе этому термину соответствует «aquatic vascular plants» (т. е. водные сосудистые растения) [136]. В 1822 г. известным датским ботаником Й.Ф. Скоу для «собственно водных растений» (т. е. настоящих водных растений – растений, постоянно обитающих в воде) был предложен термин «гидрофиты» («*plantae aquaticae verae s. plantae submersae Hydrophyta*» [290, с. 132; 291, с. 146]). Другой не менее известный датский ботаник-эколог Е. Варминг понимал термин «гидрофитная растительность» более широко и относил к этой группе растения, которые «сполна или большей частью окружены водой, или растут на почвах, богатых водой (процентное содержание воды в почве, вероятно, превышает 80)» [21, с. 144], одновременно подчеркивая, что это в основном «крупные и высокоорганизованные водяные растения».

На стеблях и особенно на листьях макрофитов практически всегда и в любых условиях наблюдается накопление (осаждение, механическое закрепление, прилипание, сорбция) транспортируемых водным потоком твердых взвешенных частиц (речных наносов, речной взвеси), которые и образуют эпифитовзвесь. Это особенно характерно для загрязненных речных вод, в большинстве случаев отличающихся высокой мутностью (высоким содержанием в воде твердых взвешенных частиц) [176, 195]. Составной частью эпифитовзвеси является также биогенный материал, продуцируемый макрофитами и связанными с ними организмами перифитона и планктона. Обычно наиболее интенсивно

эпифитовзвесь формируется на погруженных укореняющихся растениях с плавающими листьями или без них (т. е. на гидрофитах).

Речная взвесь (или, в терминологии В.И. Вернадского, муть рек), т. е. транспортируемые водным потоком частицы минерального и органического происхождения, является важной характеристикой речных вод. Взвесь определяет многие физические показатели воды (мутность, прозрачность, цветность, привкус, запах). В частности, оптические свойства речной воды во многом зависят от количества и состава взвешенных в ней твердых веществ. Как правило, чем больше мутность воды, тем сильнее поглощаются ультрафиолетовые лучи, что способствует увеличению теплосодержания, но препятствует проникновению солнечного света в водную толщу, а это, в свою очередь, тормозит процессы фотосинтеза и оказывает влияние на гидрохимический режим и биологическую жизнь водотока, нередко вплоть до прямого негативного эффекта на макрофиты и другие гидробионты [33, 82, 249], что, в частности, установлено лабораторными экспериментами [281, 287]. Определенная, нередко существенная доля переносимого речным потоком взвешенного осадочного материала является частью руслообразующих наносов, которые при прекращении их транспорта активно участвуют в формировании донных отложений и различных форм руслового рельефа [167].

«Муть рек, – подчеркивал В.И. Вернадский, – теснейшим образом связана с живым веществом, с геохимической энергией жизни. <...> От мути имеются все переходы в коллоидальные системы; она входит в химические взаимодействия, меняет режим газов, ярко, иногда решающе, отражается на биохимических процессах» [27, с. 319]. Взвешенные в речной воде органические частицы используются водными микроорганизмами для питания и защиты. Речной взвесью хорошо адсорбируются бактерии и вирусы. «Речная муть» играет важную роль в миграции практически всех химических элементов в реках как в природных условиях, так и (особенно) в техногенных ландшафтах, где участвует в формировании нового вида современных русловых отложений – техногенных речных илов [177, 178, 182, 184].

Наконец, речная муть является основным исходным материалом для образования эпифитовзвеси – своеобразной разновидности современных осадочных образований и одновременно полноправного компонента речной экосистемы, существующего, например, в реках умеренного климата (климата умеренных широт, характерного для большей территории России) практически в течение всего вегетационного

периода макрофитов. В реках тропического и экваториального климата эпифитовзвесь способна, судя по всему, существовать круглый год. Образование эпифитовзвеси (в той или иной степени) происходит и в реках субарктического и даже арктического климата. Есть также все основания рассматривать эпифитовзвесь в качестве особого «мелкого биокосного тела»<sup>1</sup>.

С экологической точки зрения, заросли речных макрофитов, служащие своеобразными рефугиумами для многих видов водных организмов, представляют собой (в терминологии В.И. Вернадского) «сгущения жизни» в речной экосистеме, в которых активно проявляются биогеохимические процессы. Составной частью этих рефугиумов-сгущений жизни является и «мелкое биокосное тело» – эпифитовзвесь, с которой связан определенный трофический уровень и которая играет своеобразную роль в биогеохимии и экогеохимии речных систем<sup>2</sup>. В свою очередь, с геохимической точки зрения, химические элементы, связанные с эпифитовзвесью, вполне могут рассматриваться как проявление так называемой третьей формы их биогенной миграции, т. е. «миграции атомов, производимой организмами, но генетически и непосредственно не связанной с вхождением или прохождением атомов через их тело» [26, с. 235]<sup>3</sup>.

Очень показательным, что на подобное явление (в сущности, на образование эпифитовзвеси) и на необходимость его учета при изучении геохимической роли живого вещества в свое время указал В.И. Вернадский. В своем «Живом веществе» он, в частности, отметил, что при определении массы живого организма неизбежно «причисление к его весу и той пыли и грязи, которые пристают к нему снаружи» [30, с. 276]. «Еще глубже срастаются с организмом пыль и механически приставшие более крупные части в растительных организмах – на коре

---

<sup>1</sup> Как отметил В.И. Вернадский, «мы встречаем на каждом шагу мелкие биокосные тела разнообразнейшей формы, которые в общем балансе биосферы играют видную незаменимую роль» [29, с. 128].

<sup>2</sup> «Скопления жизни являются областями мощной химической активности» [25, с. 121], областями «создания определенных химических продуктов» [25, с. 128]. В.И. Вернадский также указывал на необходимость изучения временных сгущений живого вещества [30], каковыми в большинстве водных объектов нашей страны и являются заросли макрофитов.

<sup>3</sup> «Строя себе жилища, вытаптывая почву, разрыхляя ее или разрушая породы при своих движениях, – организмы в своей совокупности, т. е. живая материя, – совершают геохимическую работу ...» (В.И. Вернадский, 1918 г. Архив РАН. Ф. 518. Оп. 1. Д. 20. Л. 79).

дерева, в слоевидных лишайниках, во всех частях растений, куда они забиваются. В частях растений – корнях, клубнях и т. п., соприкасающихся с почвой или аналогичной ей грязью водных бассейнов, нередко можно наблюдать совершенно непрерывный переход организма в гумусовое вещество почвы или грязи. <...> Мы не можем отделить пыль и грязь от процессов жизни организма, и в среднем массовом проявлении такое привхождение пыли и посторонних частиц механически, внешним путем, без участия избирающей способности организма, является неразрывным характерным, постоянно геохимически проявляющимся свойством каждого живого вещества» [30, с. 277]. Еще более явственно это явление, считает В.И. Вернадский, проявляется «по отношению к водным организмам. <...>. Их отделить от песка невозможно, и грязь проникает их еще больше, чем наземные организмы, входит в целый ряд разнообразных химических процессов, с ними связанных, и должна быть учитываема как составная часть их живого вещества. <...> К тому же очень часто нельзя решить, “случайно” ли пристала грязь к организму, или же она биологически для него необходима. Вместе с тем, если мы не будем принимать во внимание эту приставшую к водному организму бентоса грязь, мы не сможем правильно учесть геохимические процессы, здесь происходящие, так как они все находятся под влиянием организмов и не могут быть сведены к чисто химическим явлениям» [30, с. 277]. Он также особо подчеркнул, что все вещество, которое находится на поверхности живого организма, «охвачено проявлениями его химизма и изменяется под его влиянием» [30, с. 276].

Сказанное и определяет необходимость всестороннего геохимического и биогеохимического изучения эпифитовзвеси как полноправного компонента речной экосистемы, как реально существующего «мелкого биокосного тела».

Важен также и прикладной аспект изучения эпифитовзвеси. Так, хорошо известно, что основной первичной информацией, используемой для оценки интенсивности техногенного загрязнения речных систем химическими элементами, являются данные об их распределении в речной воде, донных отложениях и гидробионтах. Получение таких данных, как правило, сопряжено со значительными организационными, техническими и химико-аналитическими трудностями.

В частности, химический состав речной воды отличается выраженной пространственно-временной неоднородностью (даже на относительно небольших по протяженности участках гидросети и на

незначительных по продолжительности отрезках времени), что обуславливает необходимость организации длительных (режимных или даже непрерывных) наблюдений за распределением загрязняющих веществ в речных водах, как правило, на нескольких створах (как в районе техногенного источника загрязнения, так и в фоновых условиях). Обязательным условием является унифицированная предварительная подготовка и единообразие методов анализа проб воды, включая использование единого приема разделения взвешенных и растворенных форм миграции химических элементов (например, применение ультрафильтрации речной воды через мембранные фильтры с соответствующим диаметром пор). Концентрирование химических элементов в речных гидробионтах в каждом конкретном случае обычно проявляется по-разному, зависит от физико-химических свойств и формы существования загрязняющих веществ в растворе речных вод, во взвеси и донных отложениях, а также от вида и морфологии организмов, их биосорбционных свойств и (для растений) вегетационного периода. Как правило, адекватная оценка уровня загрязнения речных вод может быть сделана при сравнении содержания химических элементов в гидробионтах одного и того же вида, близкого возраста и примерно одинакового размера, обитающих в сходных гидродинамических условиях, собранных в один и тот же сезон [165]. Возможность подобной унификации представляется редко. Существуют также методические сложности, во многом обусловленные необходимостью использования единообразных методов подготовки и анализа проб тканей организмов. Достаточно стандартизованы методы отбора и химико-аналитические исследования донных отложений. Однако опробование их нередко представляет трудоемкий процесс и в силу различных причин возможно не на всех участках речного русла. Кроме того, речные (русловые) отложения отражают (суммируют) многолетнее воздействие разнообразных источников загрязнения, часть которых в момент наблюдения (опробования) может уже не функционировать.

Таким образом, 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 состав и масштабы техногенного загрязнения рек. Оказалось, что в качестве подобного компонента-индикатора эффективно использовать речную эпифитовзвесь, интенсивность накопления химических элементов в которой является отражением

воздействия источника (или группы источников) техногенного загрязнения за относительно короткий (сезонный) период жизни водного объекта (в основном в летнюю межень).

Автор этих строк впервые обратил внимание (с геохимической точки зрения) на это явление – образование эпифитовзвеси – в 1986 г. при проведении эколого-геохимических исследований на р. Нуре в зоне влияния г. Темиртау (Центральный Казахстан), которые выполнялись в связи с поручением Совета Министров СССР № ПП-4458 от 05.03.1985 г. «Об очистке русла реки Нуры от ртути в районе зоны влияния ПО “Карбид”» и специальным заданием Министерства геологии СССР, и тогда же использовал эпифитовзвесь для оценки интенсивности сезонного загрязнения речной среды ртутью [180, 181]. Затем эпифитовзвесь исследовалась автором на реках Мордовии и Пензенской области в 1989–1993 гг. (в рамках прикладных проектов, поддержанных Советом Министров и Госсанэпиднадзором Республики Мордовия) и в 1997 г. (в рамках проекта «Электротехническая промышленность России и окружающая среда: техногенное загрязнение и экологические последствия», поддержанного Программой мира и Международного сотрудничества Фонда Д. Д. и К.Т. Макартуров) [183, 185, 191], на реках Московской области в 1994–1995 гг. (проект «Эколого-геохимическая оценка малых рек Московского региона», поддержанного Министерством окружающей среды РФ в рамках Федеральной программы «Экобезопасность России»), затем еще раз (в 1997–1998 гг.) на р. Нуре (в рамках международных проектов, поддержанных Программой Европейского Союза ИНКО-Коперникус, грант № IC15-ST96-0110, и ИНТАС-Казахстан, грант № 95-37) [186, 188].

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 [193]. Методические особенности применения данного способа выявления и оценки зон техногенного загрязнения рек изложены в ряде публикаций [183, 185, 186, 192, 194, 196, 201]. Была также предпринята попытка обосновать значимость эпифитовзвеси как полноправного компонента речной экосистемы и выявить ее роль в биогеохимии и экогеохимии водоемов [209]. При выполнении ряда исследовательских тем ГЕОХИ РАН (в том числе, проекта «Седиментогенез в реках техногенных ландшафтов: геохимические особенности и экологические последствия») были получены (на некоторых реках Московской области) дополнительные данные о

вещественном составе и геохимических особенностях речной эпифитовзвеси в зонах воздействия различных техногенных источников загрязнения. Важное значение для автора этих строк имела работа, связанная с изучением творческого наследия академика В.И. Вернадского, прежде всего, его представлений о биогенной миграции химических элементов и о геохимической роли живого вещества. Особо следует отметить, что понятие об эпифитовзвеси и термин «эпифитовзвесь» в определенной степени уже прижились в отечественной научной литературе: в последние годы речная (и озерная) эпифитовзвесь стала объектом исследования гидробиологов и биогеохимиков [47, 48, 57, 73, 90, 93, 113].

В.И. Вернадский однажды подметил, что в «научной работе не только устанавливаются новые научные факты и явления, производятся новые опыты и наблюдения, но непрерывно переделываются раз сделанные опыты, пересматриваются раз наблюденные факты и явления, непрерывно, возвращением к исходному, пересматриваются научные понятия. Реально даже эта работа преобладает в науке» [32, с. 169].

Все сказанное выше и сподвигло пишущего эти строки переработать, обобщить и систематизировать полученные им в разные годы результаты изучения геохимии речной эпифитовзвеси и доступные литературные сведения в виде предлагаемой книги, работа над которой была завершена в рамках выполнения бюджетной темы Группы «Наследие В.И. Вернадского и его школы» Института геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (№ 0137-2019-0005) «Исследование неопубликованного творческого наследия академиков В.И. Вернадского и А.П. Виноградова в свете актуальных задач геологии и геохимии».

# 1. Макрофиты

## и их роль в жизни речных систем

Известно несколько экологических классификаций высших водных растений. Так, Б.А. Федченко [159] разделил все высшие водные растения на 5 групп в зависимости от связи их вегетативных органов с воздухом, водой и грунтом: 1) земноводные растения, которые растут в воде, но значительная часть их вегетативных органов выступает над ее поверхностью (например, рогоз, тростник, камыш, стрелолист и др.); 2) растения, укорененные на дне водного объекта, с плавающими на поверхности воды листьями (лилия водяная, кубышка, орех водяной, рдест плавающий, горец земноводный и др.); 3) укорененные растения с вегетативными органами, погруженными в воду (большинство рдестов, уруть, элодея и др.); 4) растения без связи с дном, плавающие на поверхности воды (ряски, водокрас, сальвиния, азолла и др.); 5) растения неукореняющиеся, полностью погруженные в воду (роголистник, пузырчатка и др.).

В классификации водных, прибрежно-водных и воздушно-водных растений, предложенной В.Г. Папченковым [126], выделяются их три основных группы: 1) гидрофиты (настоящие водные растения: свободно плавающие на поверхности воды или в ее толще, погруженные укореняющиеся растения с плавающими листьями или без них); они способны образовывать фитоценозы обычно на глубинах от 0,5 до 3 м; 2) гелофиты (прибрежно-водные или воздушно-водные растения): распространены на прибрежных мелководьях; 3) гигрогелофиты (растения уреза воды): встречаются на прибрежных отмелях на глубинах до 20–40 см.

И.М. Распопов [136] разделяет гидрофиты (вслед за У. Пенфондом [282] и К. Скалторпоп [292]) на: 1) погруженные растения (гидатофиты) – растения, весь жизненный цикл которых проходит под водой, и растения, у которых генеративные побеги возвышаются над поверхностью или плавают на поверхности воды, но основная растительная масса находится в толще воды; 2) растения с плавающими ассимиляционными органами (плейстофиты) – растения, большая часть вегетативных побегов и листьев которых находится в водной среде, а часть возвышается над поверхностью воды; 3) воздушно-водные растения (гелофиты) – растения с побегами, часть которых находится в водной среде, а часть возвышается над поверхностью воды.

Деление водных растений на различные экологические группы (как считают многие специалисты) относительно условно, поскольку некоторые из них в зависимости от глубины произрастания, образуют различные экологические формы, характеризующиеся соответствующими морфолого-анатомическими вариациями и могут относиться то к одной, то к другой группе макрофитов. Например, горец земноводный у уреза воды образует наземную форму с характерными признаками строения гелофитов; при продвижении в сторону больших глубин он образует переходную форму и затем форму с плавающими листьями.

Макрофиты достаточно широко распространены в природе и играют важную средообразующую и экологическую роль в водных объектах и в природных ландшафтах в целом. Важно также отметить, что многие речные макрофиты являются космополитами, т. е. способны обитать в различных географических зонах, что во многом объясняется условиями обитания в водной среде, которые очень однообразны на значительных территориях [75, 159]. Большое значение имеет также распространение семян водных растений потоками речных вод и птицами. В сводке мировой флоры пресноводных сосудистых растений указывается 2614 видов из 412 родов и 79 семейств [244]. Видовая совокупность водных растений, распространенных в реках России, также достаточно многообразна и включает 344 вида из 95 родов и 49 семейств [138]. Среди флоры водных сосудистых растений нашей страны преобладают гидрофиты (178 видов); на втором месте – гигрогелофиты (117 видов), на долю гелофитов приходится 49 видов [138]. По обобщенным данным [138], наибольшее количество видов сосудистых водных растений характерно для европейской части России (240 видов), затем следуют водные объекты Дальнего Востока (195), Западной (157) и Восточной (156) Сибири, Кавказа (117) и Арктики (78 видов). Все указанные регионы характеризуются содержанием настоящих водных растений и прибрежно-водных от 42 до 51%, что типично для водной флоры нашей страны в целом (52% приходится на долю типично водных растений). Естественно, что конкретные реки могут отличаться иными показателями.

Так, в водотоках севера Европейской России (исследовано более 300 ручьев, малых и средних рек) установлено 350 видов макрофитов [15]. В р. Преголи (Калининградская область) обитает 203 вида из 149 родов, 51 семейства и 3 классов гигрофильной растительности [158]. В малых реках Ленинградской области обнаружено 150 видов

макрофитов [62]. Флора макрофитов Вятско-Камского Предуралья насчитывает 376 видов водных и прибрежно-водных растений из 147 родов и 70 семейств [66]. 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%) [95]. В реках Мелекеска и Челна (Республика Татарстан), испытывающих антропогенное влияние, было обнаружено 70 видов макрофитов из 31 семейства и 53 родов [98]. Флористический список сосудистых растений водоёмов и водотоков нижнего течения р. Пур (север Западной Сибири) включает 42 вида из 27 родов и 22 семейств [118]. В водных объектах Ханты-Мансийского автономного округа – Югры установлено 223 вида из 101 рода и 58 семейств макрофитов [149]. Флора макрофитов рек Ипути и Десны (в пределах Брянской области) включает 61 вид в составе 28 родов, 21 семейства, относящихся к 2 отделам [19]. В водных объектах Северного Казахстана отмечен 291 вид макроскопических растений из 143 родов, 77 семейств, 10 классов, 7 отделов [148]. В среднем течении р. Суры обнаружено 66 видов сосудистых растений [22], а в ее озерах-старницах – 212 видов и гибридов макрофитов из 87 родов и 47 семейств [129]. В составе водной флоры Республики Мордовия насчитывается 54 вида гидрофитов из 22 родов и 17 семейств [23].

В равнинных реках в идеале формируется полный поперечный профиль следующих 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 (рис. 1). Однако 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 двум, максимум трем зонам. 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. Водную растительность разделяют также с точки зрения ее ярусности в водном объекте (рис. 2), причем в зависимости от высоты растений ярусы можно расчленять на подъярусы (до 6-ти в пределах каждого яруса), однако чаще всего в сообществах имеются не все эти подразделения [131]. Указанные подразделения водных растений по своеобразным экологическим группам, не

претендуя на ранг классификации, с практической точки зрения, особенно при изучении эпифитовзвеси и использовании ее в качестве компонента-индикатора, достаточно удобны. Необходимо отметить, что флора средних и особенно малых рек несколько обособлена от флоры крупных рек, что, по-видимому, обусловлено разной интенсивностью русловых процессов.

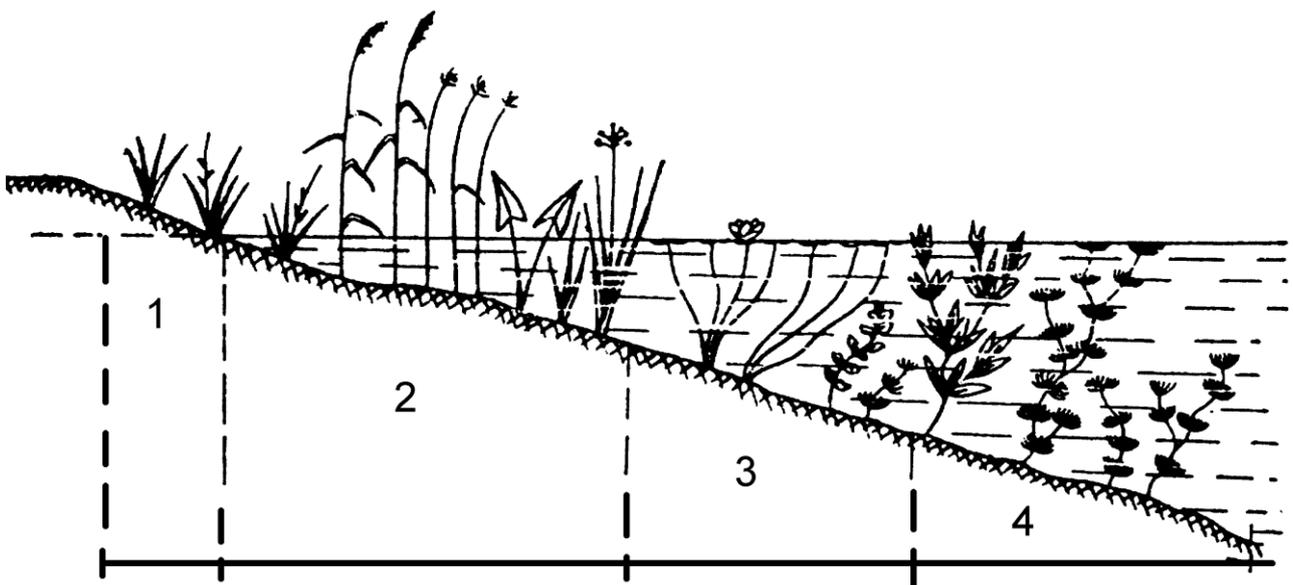


Рис. 1. Обобщенная схема поперечного распределения растительных зон в реке: 1 – прибрежные растения; 2 – надводные растения; 3 – растения с плавающими листьями; 4 – погруженные растения.

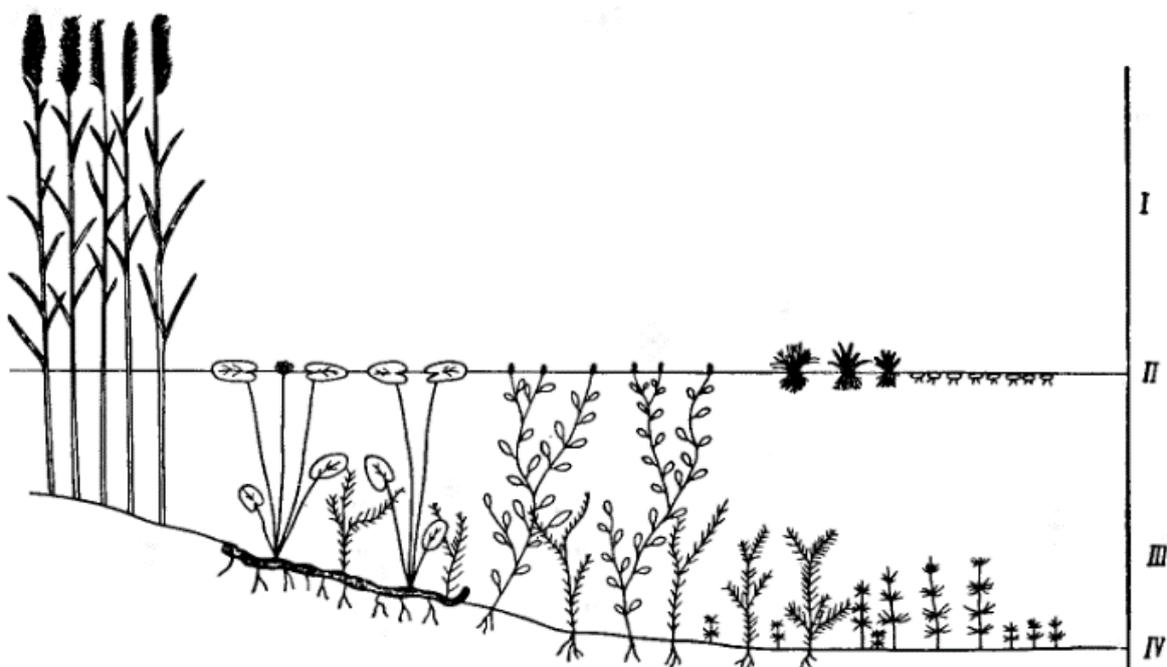


Рис. 2. Ярусность водной растительности. Ярусы: I – надводный, II – надводный, III – подводный, III – придонный [131].

Продолжительность вегетационного периода макрофитов в большинстве водных объектов России составляет примерно 4 месяца [69, 136]. 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 турионы (они известны у рдестов, урути и др.) [75]. Некоторые из водных растений размножаются также обрывками побегов (например, уруть колосистая).

Основные факторы, определяющие развитие водной (речной) растительности можно объединить в следующие группы: 1) гидрологический режим реки (степень проточности воды); 2) глубина водного объекта (толщина слоя воды), от которой зависит количество приходящей радиации (глубже 4 м высшие растения в водоемах обычно не растут); 3) термический режим; 4) мутность (степень прозрачности) воды; 5) естественный химический состав воды; 6) характер грунта водного объекта; 7) интенсивность техногенного воздействия [38, 40, 77, 131, 252, 260, 267, 272, 292, 296]. Как правило, наиболее благоприятные условия для развития макрофитов создаются в реках со слабым течением, а также в речных затонах и заводях. Обычно участки русла, выстланные илистыми отложениями, отличаются обильным развитием макрофитов (можно также сказать, что именно места развития водной растительности характеризуются активным накоплением в

руслах рек илистых отложений). Песчаные и глинистые (в различной степени заиленные) отложения также достаточно благоприятны для поселения многих видов макрофитов [69]. На рыхлых илах, богатых органическим веществом, распространены преимущественно растения с плавающими листьями. Тем не менее некоторые виды макрофитов способны устойчиво существовать на песчаных грунтах и даже на крупнозернистых песках и гравийно-галечных русловых отложениях. На развитие прибрежной растительности серьезное влияние оказывают сезонные колебания уровня (уреза) воды, а также характер речных берегов. Как правило, отмелье 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.

По образному выражению Ф.Д. Мордухай-Болтовского [111], в водной экосистеме зона зарослей макрофитов приобретает характер «другого государства», живущего иной, нежели другая часть водного объекта, жизнью. Такие зоны практически всегда и практически во всех реках и водоемах отличаются развитием специфического биоценоза беспозвоночных, обычно разнообразного по видовому составу и количественному обилию [59, 87]. Например, в зарослях макрофитов в Невской губе обнаружено 162 вида и формы беспозвоночных [152]. В животном планктоне зарослей макрофитов малых рек бассейна Верхней Волги установлено 39 видов планктонных беспозвоночных – 11 коловраток, 7 веслоногих и 21 ветвистоусых ракообразных [87]. При этом количественное обилие и качественный состав зоопланктона в зарослях макрофитов не зависит от их местоположения по продольному профилю реки, от ее длины и скорости течения. Значительное разнообразие видового состава зоопланктона зарослей высшей водной растительности отмечено для рек Нижегородской области [101, 102]. В зарослях макрофитов среднего течения Сылвы (Пермский край) установлено 175 видов и форм беспозвоночных животных, среди которых наиболее разнообразно представлены личинки комаров-звонцов (61 вид), сравнительно богаты видами ручейники (24), брюхоногие моллюски (23), поденки (18), малощетинковые черви (14) и личинки стрекоз (13), а такие группы, как двустворчатые моллюски, личинки бекасиц, вислокрылок, бабочек, клопы, жесткокрылые, ракообразные и пиявки, насчитывают 1–6 видов каждая [125]. В реках средней полосы Европейской России комплекс зарослевых (так называемых

фитофильных) макробентосных сообществ представлен брюхоногими моллюсками, поденками, ручейниками, мошками [168]. Естественно, что большинство сообществ этого комплекса нормально развито только в летнее время, поскольку зимой он деградирует вместе с зарослями макрофитов. По данным [245], в небольших равнинных водотоках Новой Зеландии биомасса водной растительности в летний период достигала 1100 г/м<sup>2</sup>.

Макрофиты – основной естественный субстрат для развития речного перифитона<sup>4</sup> (в старой терминологии – оброст, обрастания) – 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) [82, 132, 133]. Особенно детально изучен перифитон озер и водохранилищ [52, 83, 84, 133, 174], но в последние годы пристальное внимание стало уделяться и речному перифитону [79, 100, 151, 225]. В пресноводных водных объектах в состав перифитона входят бактерии, олигохеты, личинки хирономид, нематоды, легочные моллюски, личинки хирономид и ручейников, встречаются жуки, клопы, коловратки, кладоцеры, остракоды, губки, мшанки, грибы и другие организмы [52, 100, 171, 174]. Важнейшим компонентом перифитонных биоценозов являются водоросли, или эпифитон (в литературе используются также термины «водорослевые обрастания», «эпифитные водоросли», фитоперифитон и др.) [20, 83, 84]. Многие водоросли часто образуют на макрофитах слизистый налет и своеобразные густые скопления нитей (нитчатых водорослей), в обиходе называемые тиной. Эпифитон (фитоперифитон) активно участвует в формировании потоков вещества и энергии, в процессах самоочищения водных объектов, служит пищевым ресурсом для беспозвоночных животных и рыб. В общем случае речной фитоперифитон, достигающий в реках довольно высокого развития,

---

<sup>4</sup> От греч. «περίφυον» – «приращивать кругом, обрастать». Этот удачный термин был предложен русским зоологом и гидробиологом, директором Волжской биологической станции в Саратове (1912–1929 гг.) А.Л. Бенингом (1890–1943) сперва на русском языке [11], в литературу на латинице термин «periphyton», судя по всему, также был введен им [232]. О Бенинге см. [60]. Надо отметить, что изначально Бенинг к перифитону относил «те комплексы форм, которые живут на так или иначе введенных в реку человеком различного рода предметах. Причем они делятся на неподвижные (сваи, бакены и т. д.), пассивно- (плоты, беляны и др.) и самостоятельно движущиеся (лодки, пароходы и др.)» [11, с. 291].

характеризуется значительным видовым разнообразием, его основу составляют диатомовые (чаще всего), зеленые и синезеленые водоросли (табл. 1). Известны некоторые диатомовые водоросли, которые даже при наличии приспособительных к парению (в воде) признаков, принимают участие в процессах обрастания макрофитов, а другие (например свободноплавающие в толще воды солнечники) обитают среди прибрежных зарослей, играя в планктоне основной водной массы второстепенную роль [74]. В конечном счете при благоприятных условиях на макрофитах формируется достаточно сложный и богатый биоценоз [110].

Таблица 1. Структура речного фитоперифитона (обобщение литературных данных, выполненное П.Г. Беляевой [9])

Водоток, район	Водоросли, % от общего числа		
	диатомовые	зеленые	синезеленые
Водотоки Полярного Урала	64	20	12
Малые реки, Карелия	60	19	19
Водотоки бассейна р. Колыма	91	5	3
Бассейн р. Исеть, Средний Урал	45	35	12
Бассейн р. Сылва, Средний Урал	68	20	10
Бассейн р. Белая, Южный Урал	42–84	19	12
р. Белая, верховье	51	35	9
Катунь, Горный Алтай	57	18	12
Енисей	80	13	2
Хендере, бассейн Енисея	70	7	8
Поронай, Сахалин	82	9	5
Самарга, Приморский край	70	18	6
Водотоки острова Монерон	88.5	4	8
Реки Пуэрто-Рико	78	13	7
Шпрее, Германия	до 95	до 40	–
Бассейн р. Оттавы, США	50–82	5–25	10–20
Тетерев, Украины	22–40	21–34	22–55

В общем случае, как уже отмечалось выше, заросли макрофитов, являющиеся своеобразными рефугиумами для многих видов водных организмов, вполне могут рассматриваться как «сгущения жизни» в речной экосистеме, которые играют важную роль в экологии водных объектов, активно перехватывают взвешенные вещества, поглощают растворенные в воде органические и неорганические соединения, служат местом нереста и обитания рыб. Макрофиты (особенно отмершие) и связанные с ними перифитон (особенно водоросли) и детрит

являются пищей для многих гидробионтов – моллюсков, ракообразных, рыб, круглых червей и др., а также для водоплавающих птиц и водных млекопитающих [7, 14, 40, 51, 53, 128, 170].

Макрофиты и населяющий их эпифитон играют определенную (нередко важную) роль в формировании качества вод, а также (особенно) в процессах первичного образования органического вещества [34, 41, 76, 83, 84, 108, 109, 130, 164]. Фотосинтез фитопланктона, связанного с зарослями макрофитов, и прикрепленных водорослей служит мощным источником аэрации воды. В речных и особенно озерных экосистемах именно водоросли обрастаний часто имеют большее значение среди первичных продуцентов, чем планктонные и донные. Например, по различным оценкам, обобщенных в [84], озерный эпифитон может создавать от 4,6 до 70% общей продукции органического вещества в водоеме. Водорослевые обрастания также играют важную роль в продуктивности, в биотическом круговороте азота и в образовании органического вещества и в реках [10]. Например, в реках лесостепных и особенно степных районов погруженные макрофиты являются одним из основных продуцентов органического вещества и утилизаторов солнечной радиации [97]. Заросшие макрофитами мелководные участки акватории нередко служат, особенно в техногенных условиях, источниками вторичного загрязнения воды органическими и биогенными соединениями [112]. Восстановление сообществ макрофитов в загрязненных водотоках и водоемах используется в водоохраных целях [50], в том числе для очистки вод от различных загрязняющих веществ [107, 244, 299]. Практикуется удаление макрофитов из евтрофированных водных объектов для снижения биогенной нагрузки на их экосистемы [163]. Таким образом, можно считать, что практически в любых водных объектах макрофиты активно участвуют в круговороте питательных веществ в реках, в процессах обмена загрязняющих веществ между донными отложениями и водной толщей, нередко являясь заметным поставщиком биогенных и других химических элементов и их соединений из отложений в воду [42, 105, 106, 137] (рис. 3).

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 [7, 44, 143, 150, 264, 280]. Интенсивность концентрирования тяжелых металлов и других химических элементов

макрофитами используется в качестве показателя степени загрязнения водных систем [17, 224, 227, 254, 289]. Перифитон применяется не только как индикатор трофического состояния водных экосистем, но и для оценки интенсивности техногенного воздействия на речные системы и установления качественного состава загрязнения [78, 243, 259, 262, 265, 268, 284, 301].



Рис. 3. Концептуальная модель, показывающая роль макрофитов в динамике питательных веществ в системах проточной воды, по [246]. Роль эпифитовзвеси в этой модели не учитывается.

Речные макрофиты играют важную роль в изменении гидродинамических параметров водного потока, обычно снижают скорость его движения, обуславливают повышенную шероховатость речного русла и в конечном счете способствуют аккумуляции наносов [12, 55, 167, 228, 229, 230, 250, 288, 300]. В результате зарастания русел появляются «мертвые зоны», формируется косоструйность водного потока, искажаются эпюры скоростей по глубине и ширине речного русла. Заросли макрофитов обуславливают турбулентное рассеяние энергии водного потока, что приводит к созданию участков с его низкой скоростью и осаждению речных наносов (в том числе их тонких фракций).

Обобщение данных натуральных измерений скорости воды в пределах и вне зоны зарослей макрофитов указывает на то, что эпюры распределения скоростей имеют тенденцию к значительному снижению в плотных насаждениях водных растений, нередко на порядок по сравнению со скоростями за пределами зарослей [267]. Темпы осаждения наносов в зарослях лютика водяного, как свидетельствуют результаты натуральных наблюдений, по данным [294] составляли (при плотности растительного покрытия русла в 20–60%) от 0,8 до 23,4 кг на 1 м<sup>2</sup> в год, по данным [261] (при плотности покрытия в 20–50%) – от 11,6 до 66,8 кг на 1 м<sup>2</sup> в год. В свою очередь, заросли макрофитов, отклоняя основной водный поток в сторону, способствуют определенному увеличению его скорости и, например, усилению размыва в свободной от растительности части русла [267].

В малых реках, характеризующихся небольшими морфометрическими параметрами и нормами стока, удельная доля площади их русла, занятая водной растительностью, существенно (по сравнению с крупными реками) возрастает, и сообщества макрофитов приобретают роль фактора, во многом определяющего направленность руслового процесса. В частности, шероховатость русла в таких реках может возрастать в 3–4 раза, а эпюра скоростей трансформироваться таким образом, что только в верхних слоях потока существует заметное течение [12, 55, 167]. В остальной части эпюры скорости близки к придонным скоростям. Согласно [173], можно выделить два основных аспекта влияния растительности на русловые деформации. Во-первых, корневая система растений, скрепляющая грунт, повышает его эрозионную устойчивость. Во-вторых, при разрастании растений на повышенных участках речного дна наблюдается увеличение сопротивления движению потока за счет роста шероховатости, что способствует оседанию взвешенных частиц и остановке движения влекомых наносов. Интенсивное накопление наносов приводит к повышению отметок дна, общему росту подводной отмели и постепенному выходу ее на поверхность над уровнем воды во время межени. Одновременно с увеличением размеров подводной отмели происходит увеличение площадей, занятых водной растительностью. Этому способствует оседание илистых частиц (в том числе, на макрофитах), содержащих питательные вещества. В пределах зарослей макрофитов обычно формируются русловые отложения своеобразного гранулометрического состава. Выход подводной отмели над уровнем затопления на длительный срок (например, в период летней межени) может сопровождаться укоренением на

ней наземных растений, еще более повышающих сопротивление движению потока при прохождении половодья и усиливающих интенсивность накопления наносов. Наконец, макрофиты являются тем субстратом, на который осаждаются транспортируемые речным потоком взвешенные вещества, что в конечном счете и приводит к образованию речной эпифитовзвеси.

## 2. Районы и методика исследований

Экспедиционные исследования, результаты которых составляют основу данной книги, в разные годы выполнялись в пределах Центрального Казахстана (бассейн р. Нуры), Республики Мордовия (реки Инсар, Алатырь и Сура) и Московской области (главным образом, в бассейне р. Пахры).

В Центральном Казахстане исследования осуществлялись в 1986–1988 и 1997–1998 гг. на р. Нуре, входящей в сложную водохозяйственную систему, основным и своеобразным стержнем которой является канал Иртыш–Караганда, впадающий в Нуру выше г. Темиртау (рис. 4).

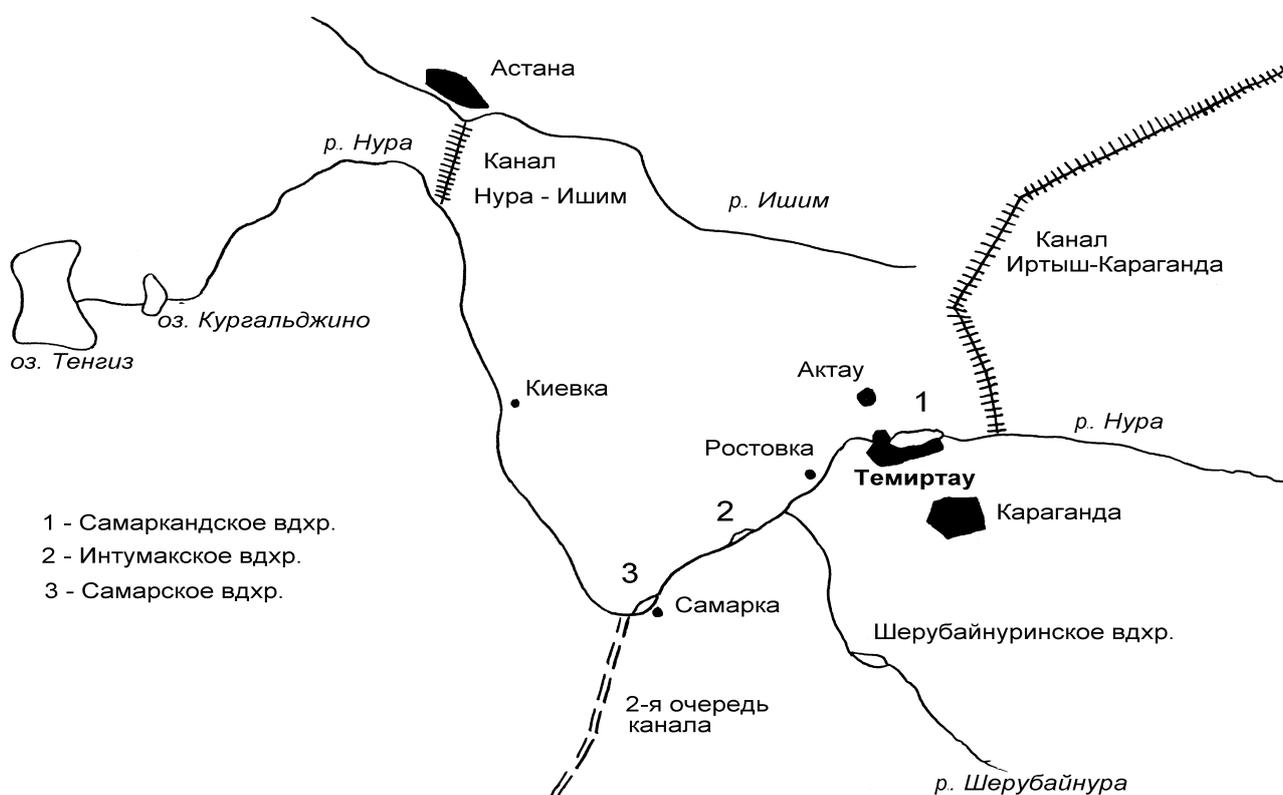


Рис. 4. Обзорная схема бассейна р. Нуры (Центральный Казахстан).

Длина Нуры – 879 км, площадь водосборного бассейна – 60,8 тыс. км<sup>2</sup>; впадает она в бессточное озеро Тенгиз. Средний многолетний расход воды в реке составляет 19,5 м<sup>3</sup>/с. Основное техногенное воздействие в бассейне Нуры в период проведения полевых работ было связано с влиянием Карагандинско-Темиртауского промышленного района, где функционировали крупные предприятия угольной, металлургической, химической, энергетической и других отраслей промышленности. Наиболее серьезная экологическая ситуация сложилась в бассейне реки Нуры в связи с интенсивным загрязнением окружающей среды ртутью, поступавшей (особенно в 1951–1996 гг.) с выбросами, сточными водами и отходами химического завода (ацетальдегидное производство), расположенного в г. Темиртау. Основные объемы ртутьсодержащих сточных вод сбрасывались в Нуру с очистных сооружений (расположенных на западной окраине указанного города) по так называемой Главной канаве стоков. Общая техногенная эмиссия ртути, использованной на указанном заводе при производстве ацетальдегида, оценивается не менее чем в 1200 т. Это обусловило формирование в реке протяженной и интенсивной зоны загрязнения ртутью, причем основными аккумуляторами последней являются техногенные илы, прослеживаемые в русле на расстояние до 100 км ниже города. Мощность илов колеблется от 0,2–0,3 до 2–3 м; на отдельных участках они выстилают значительные площади русла [180, 181, 221, 302]. К 1996 г. ацетальдегидное производство уже практически не функционировало. Основными поставщиками ртути в водную среду тогда являлись сточные воды, поступающие в Нуру с очистных сооружений (где металл в значительных – сотни тонн – количествах присутствовал в шламах полей усреднения и в осадках сточных вод), техногенные речные илы, а также почвы поймы и долины, загрязненные ртутью главным образом при разливах реки и использовании речных вод для орошения сельскохозяйственных угодий.

В Мордовии работы проводились на реках Инсар, Алатырь и Сура. Техногенное воздействие на реки Инсар и Алатырь было связано главным образом с влиянием крупного промышленного центра – г. Саранска [18, 191, 197, 303]. Основная доля образующихся сточных вод сбрасывалась в Инсар с городских очистных сооружений. Сточные воды также поступали в реку с заводских локальных очистных сооружений по р. Лепелейке, дренирующей южную промышленную зону города (заводы медицинского оборудования, электроники и др.), и ручью Никитинскому, принимавшему сток центральной промышленной зоны

(заводы кабельный, электроламповый, механический, инструментальный, медицинских препаратов, автосамосвалов, стройматериалов и др.). В черте города и его промышленных пригородов находится участок русла Инсара от места впадения в него Лепелейки (южная граница города, ~ 55 км от истока Инсара) до створа городских очистных сооружений (северная граница, ~ 75 км от истока). Примерно в 75 км ниже Саранска Инсар впадает в р. Алатырь (левый приток Суры, бассейн Волги) (рис. 5).

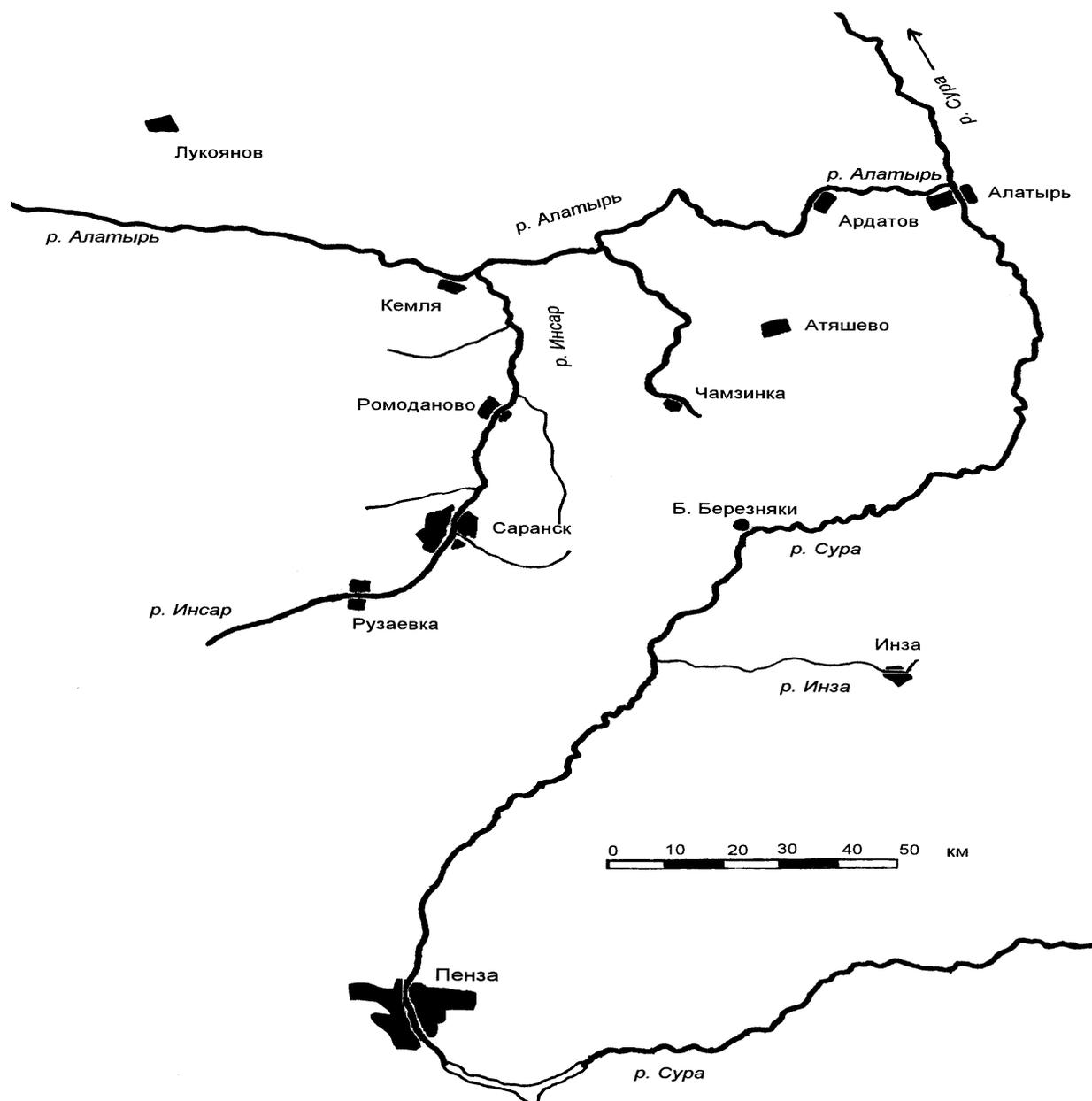


Рис. 5. Обзорная схема Мордовского региона.

Длина Инсара – 168 км, площадь водосборного бассейна – 4020 км<sup>2</sup>, многолетний средний расход воды в районе Саранска составляет

около  $8 \text{ м}^3/\text{с}$ . Наибольшая доля стока приходится на весеннее половодье, минимальные расходы воды наблюдаются либо в зимнюю межень, либо в летне-осенний период. Инсар – типичная равнинная река, русло и сток которой формируются в лесостепной зоне. В настоящее время в русле Инсара и его притоков развиты техногенные илы [184, 191, 304]. В пределах и ниже г. Саранска они практически полностью выстилают речное русло, причем на его отдельных участках их мощность достигает 2–3 м и более. Техногенные илы прослеживаются по всей длине Инсара и фиксируются в р. Алатыре вплоть до опорного участка исследований (расположенного 70 км ниже устья Инсара, около 1 км выше г. Ардатова). Длина Алатыря – 296 км, площадь водосборного бассейна – 11,2 тыс.  $\text{км}^2$ , средний годовой расход в створе наблюдений – около  $40 \text{ м}^3/\text{с}$ . Максимальный сток приходится на весеннее половодье, минимальный – на зиму. Сток Алатыря примерно на 25% формируется за счет вод Инсара. В пределах опорного участка исследований русло Алатыря было сложено в основном разно- и мелкозернистыми песками. Илистые пески выстилали незначительные участки русла и прирусловых отмелей (слоем до 10–20 см). Тем не менее у берегов (значительными по площади линзами мощностью до 1–1,5 м) фиксировались типичные техногенные илы.

На р. Сура отбор проб эпифитовзвеси, макрофитов и русловых отложений осуществлялся в районе пос. Большие Березняки, в створе строящегося в то время Сурского водозабора. Этот участок реки расположен в краевой части зоны влияния поступающих (примерно 150 км выше по течению) в р. Суру сточных вод г. Пензы. Длина Суры – правого притока Волги – составляет 841 км, площадь водосборного бассейна – 67,5 тыс.  $\text{км}^2$ ; средний расход воды в створе с. Кадышево (~50 км ниже пос. Б. Березняки) –  $90,8 \text{ м}^3/\text{с}$ . Максимальный сток приходится на весну, минимальный – на зиму. В створе опробования русло выстлано преимущественно разномелкозернистыми песками с гравием и галькой. Определенное значение имеют мелкозернистые и илистые пески. У берегов отмечались заметные скопления техногенного ила и наилок. Мощность техногенных илов – от 10–15 до 80–110 см. Наилки выстилали незначительные участки русла и прирусловых отмелей слоем в 2–8 см. В качестве своеобразного наполнителя илистый материал иногда встречался в русловых песках основной части речного русла.

В пределах Московской области основной объем исследований был выполнен в бассейне р. Пахры (правого притока р. Москвы) (рис.

б). Длина Пахры – 135 км, площадь водосборного бассейна – 2720 км<sup>2</sup>. Бассейн ее расположен на стыке двух физико-географических провинций – Смоленско-Московской и Москворецко-Окской.



Рис. 6. Обзорная схема Московской области.

Режим и водность Пахры, которая относится к восточно-европейскому типу рек с преимущественно снеговым питанием, типичны и нормальны для малых рек Центральной России [140]. Средний годовой расход воды ниже г. Подольска составляет 9,95 м<sup>3</sup>/с, годовой модуль стока – 5,65 л/с/км<sup>2</sup>, модуль твердого стока – 5–30 т/км<sup>2</sup>/год. В весеннее половодье стекает от 40 до 75% водного стока. Зимний сток является постоянным и обычно не превышает 10% от годового стока. Летне-осенний сток относительно разнообразен и в отдельные дождливые

годы достигает размеров весеннего половодья. В подземном питании реки Пахры участвуют горизонты меловых, юрских и каменноугольных вод, а также грунтовые воды. В период исследований в водном питании р. Пахры важную роль играли 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.) [195, 198]. Особенно значительный объем сточных вод поступал в р. Пахру в районе г. Подольска (по системе ручьев), где были расположены крупные предприятия пищевой промышленности, заводы аккумуляторный, механический, электромеханический, кабельный, химико-металлургический, микропроводов, строительных материалов, цветных металлов и др., причем основной сброс промышленно-бытовых сточных вод осуществлялся с общегородских очистных сооружений по ручью Черному.

Для получения проб эпифитовзвеси на реках Инсар и Алатырь отбирался горец земноводный (*Polygonum amphibium* L. [*Persicaria amphibia* (L.) S.F. Gray]; водная экологическая форма – var. *aquaticum* Leys.), на реке Сура – рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.), на реке Нуре – уруть колосистая (*Myriophyllum specatum* L.). Указанные макрофиты постоянно представлены в различных условиях изученных рек и часто являются растениями-эдификаторами [14, 38, 58, 69, 119, 128].

Горец земноводный (водяная гречиха, гречиха земноводная) – типичный представитель зоны растений с плавающими листьями (рис. 7) – относится к роду растений семейства гречишных (Polygonaceae Juss.). Крупный многолетник с длинным (до 2 м и более), погруженным в воду, гладким, ветвистым, гибким стеблем, на мелких участках русла в узлах укореняется. Листья плавающие, гладкие, блестящие, на длинных черешках, ланцетовидные и продолговато-ланцетные, с выраженной центральной жилкой и многочисленными параллельно расположенными жилками второго порядка, зеленые, толстоватые, цельнокрайные, на конце тупые, у основания закругленные или слегка сердцевидные.; опушение отсутствует; размеры листьев 5–17 x 1–5 см. Листья имеют восковый налет, предохраняющий их от смачивания водой, но способствующий прилипанию речной взвеси. Цветы мелкие, розовые, в плотных колосовидных соцветиях, возвышающихся над водой. Цветет с июня до сентября. Растет на разных по литологическому

составу отложениях, обычно на глубинах в 1–2 м, иногда больше. Образуется заросли. Является пионером зарастания. При обмелении дает наземную форму с прямостоячим стеблем и шершавыми листьями (*f. terrestre* Leyss.). Горец земноводный – растение кормовое, дубильное,

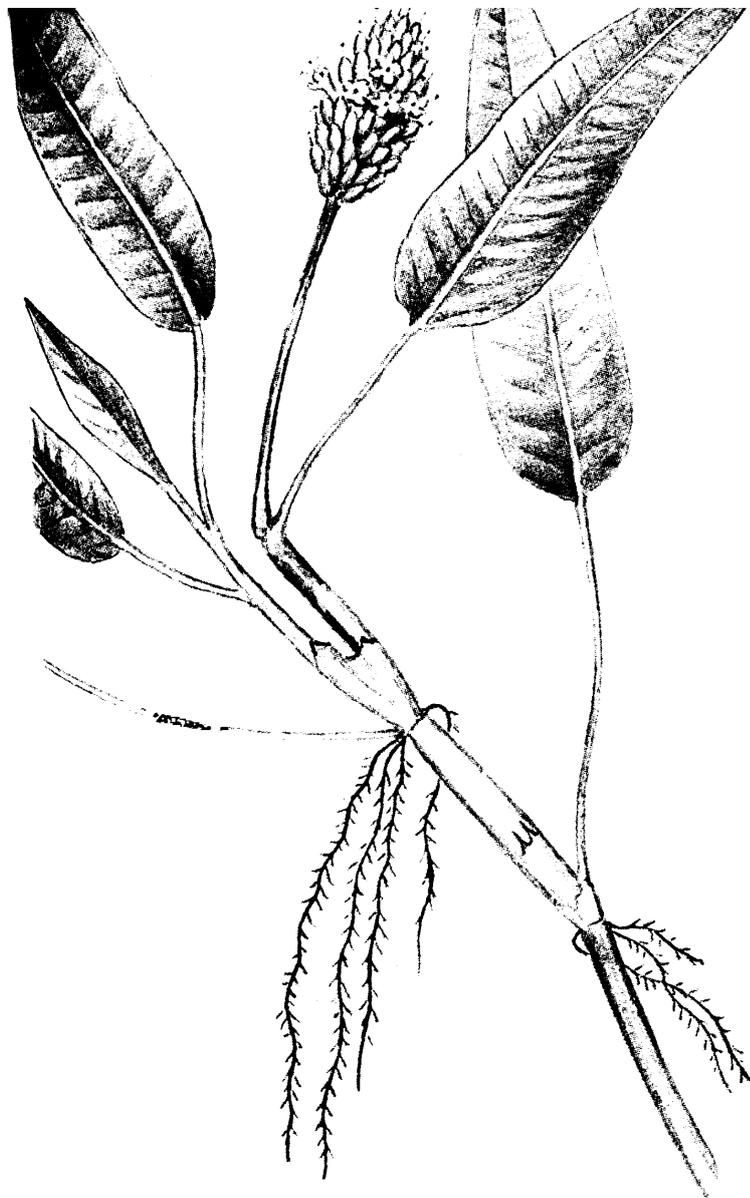


Рис. 7. Горец земноводный.

лекарственное. Семена его – корм для водоплавающих птиц, листья охотно поедают ондатра, гуси, утки. Очень широко был представлен в Инсаре, часто доминировал и формировал обильные заросли, встречаясь на всем протяжении русла, в том числе и в р. Алатыре. В Инсаре, особенно на ближних к городу Саранску участках речного русла, многие экземпляры этого растения были представлены «уродливой» формой, обычно очень крупные, что, возможно, является реакцией растения на интенсивное техногенное загрязнение водотока в пределах и непосредственно ниже г. Саранска.

Рдест гребенчатый и уруть колосистая распространены в зоне погруженных растений, где многие макрофиты образуют водные заросли, формируя своеобразные подводные луга («сгущения жизни»). Здесь рыба откладывает икру; здесь же осуществляется нагул молодежи и взрослых рыб, питающихся мелкими беспозвоночными и водорослями, живущими в зарослях водной растительности и привлекающими сюда водоплавающих птиц.

Рдест гребенчатый особенно широко распространен в водотоках лесостепной зоны (рис. 8). Он растет как в пресных, так и в солоноватых водах, где многие водные растения вообще не могут существовать. 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; нередко образует подводные луга. Он является важным компонентом пресноводной флоры; заросли рдеста гребенчатого 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. 8. Рдест гребенчатый.

подводные луга. Он является важным компонентом пресноводной флоры; заросли рдеста гребенчатого 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.

Уруть колосистая (уруть колосовая) принадлежит к роду растений семейства сланоягодниковых (*Haloragaceae* R. Br.). Крупный многолетник с ползучим корневищем и тонкими многочисленными корешками. Стебли прямые, округлые, ветвистые, беловатые или светло-зеленые, кверху густо облиственные (рис. 9). Листья перисто-раздельные, с нитевидными долями, расположены на стебле в мутовках по че-

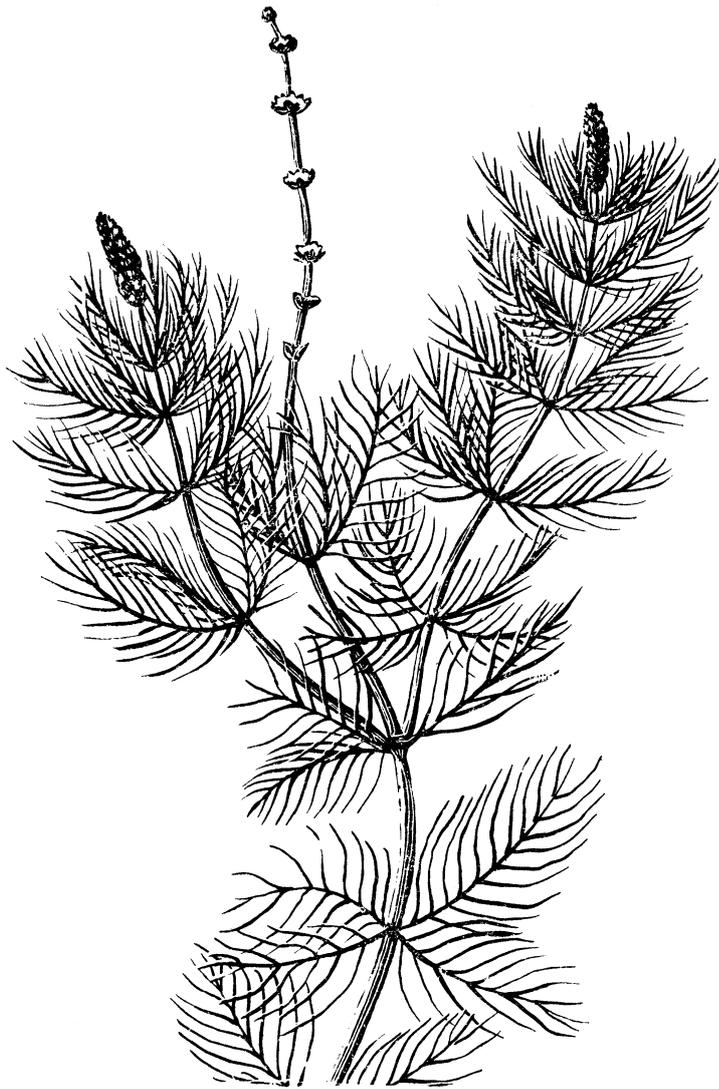


Рис. 9. Уруть колосистая.

тыре; 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 (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.

Изучение вещественного состава и геохимических особенностей речной эпифитовзвеси осуществлялось, как правило, в ходе проведения комплексных и разноплановых эколого-геохимических работ, выполненных в районе указанных выше объектов. Для понимания излагаемого в последующих разделах книги полученного в ходе этих исследований фактического материала представляется необходимым

более детально изложить некоторые особенности отбора и подготовки различных проб, а также дать краткую характеристику использованных химико-аналитических методов. Уточнение отдельных методических приемов отбора проб, их обработки и химико-аналитических исследований дается непосредственно при изложении полученных результатов (в том числе, с указанием соответствующих литературных источников).

Отбор проб осуществлялся в летний период (эпифитовзвеси – преимущественно в конце августа – начале сентября). Для получения эпифитовзвеси аккуратно срезанные под поверхностью воды экземпляры растений (без корней), помещались в полиэтиленовые пакеты, доставлялись в полевую лабораторию, где на 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 слабым механическим воздействием (часто было достаточно простого встряхивания) отделяли находящийся на них твердый осадочный материал (эпифитовзвесь); макроскопические (крупные) частицы перифитона, присутствующие в эпифитовзвеси, удаляли пластиковым пинцетом. (Микроскопический перифитон рассматривается как неотъемлемая часть эпифитовзвеси. Это своего рода планктон, всегда входящий в состав речной взвеси.) Полученный материал досушивали на воздухе, растирали в агатовой ступке (кроме навесок, предназначенных для определения в них ртути) и помещали в пакеты из кальки. После отделения эпифитовзвеси образцы макрофитов очищались от видимых обрастаний, тщательно промывались чистой речной водой, высушивались на воздухе (в тени), затем измельчались; из растертой в агатовой ступке пробы отбирали в пакет из кальки навеску для последующего анализа. Отбор проб фоновое руслового аллювия (и некоторых видов промышленных отходов) осуществлялся пластиковым совком), техногенных илов и осадков сточных вод – с помощью бура ТБГ-1 в белые полотняные мешочки; пробы высушивались на воздухе, измельчались, просеивались через капроновое сито с диаметром отверстий 1 мм, растирались (кроме проб на ртуть) в агатовой ступке и помещались в бумажные пакеты. Пробы речной воды отбирались в белые полиэтиленовые канистры (объем 5 л), доставлялись в полевую лабораторию, где фильтровались под вакуумом через мембранные фильтры с диаметром пор  $\sim 0,45$  мкм для разделения взвешенных (взвесь на фильтре) и растворенных (фильтрат) форм миграции химических элементов [147, 195]. Фильтры с речной взвесью досушивались на воздухе

и помещались в пакеты из кальки. Растворенные формы металлов экстрагировались из фильтрата полимерным тиоэфиром [115]. Высушенные (на воздухе) тиоэфирные осадки помещались в пакеты из кальки. Кроме того, из пробы фильтрата объемом 1 л выпариванием (с углекислым натрием и последующим высушиванием) получали сухой остаток, который также помещался в пакеты из кальки.

Химико-аналитические исследования различных образцов (эпифитовзвесь, донные отложения, водные растения, тиоэфирные осадки, взвесь на фильтрах, сухие остатки вод, вытяжки, осадки сточных вод, отходы) выполнялись в стационарных лабораториях. Исследования навесок «твердых» проб (эпифитовзвесь, аллювий, техногенные илы, отходы) выполнялись следующими методами. Валовые концентрации Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Ag, Cd, Pb, Bi определялись атомной абсорбцией (включая пробы макрофитов); Hg – беспламенной атомной абсорбцией (включая пробы макрофитов); 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 различных отложений и отходов («классический» силикатный анализ) исследовались по стандартным методикам (сочетание гравиметрического, объемного комплексонометрического, потенциометрического, пламенно-фотометрического, фотоколориметрического методов). Исследования проб речной воды обычно осуществлялись в соответствии со следующей схемой (рис. 10).

Для изучения форм нахождения металлов в эпифитовзвеси, донных отложениях и осадках сточных вод 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  $H_2O_2$  и промывались кислым ацетатным раствором [145]. 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 речной среды.

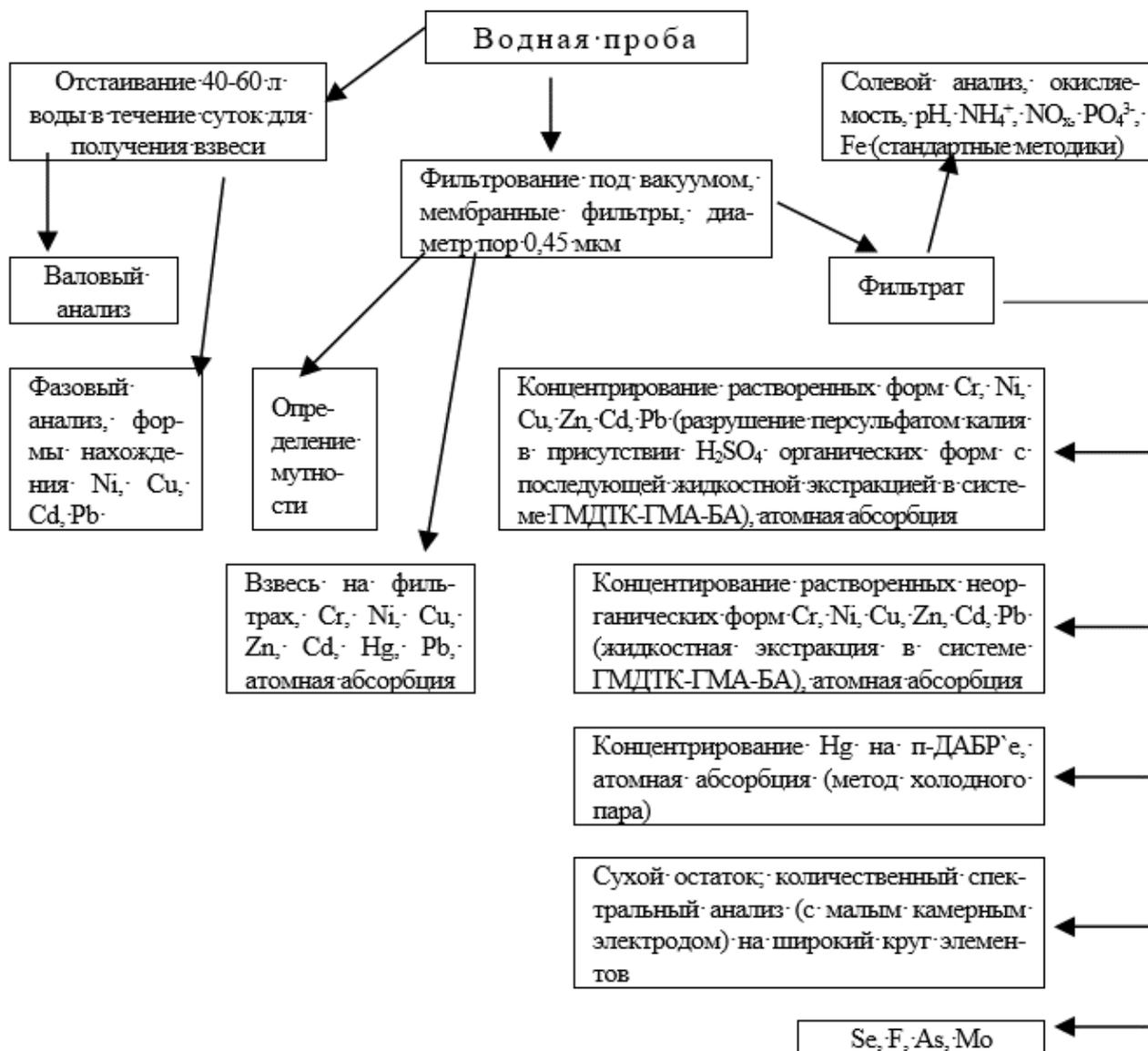


Рис. 10. Схема обработки и анализа проб поверхностных вод [195]. Методы анализа: Se – флуориметрический; F – ионно-селективный; As – метод Гутцайта; Mo – экстракционно-фотометрический; валовый анализ взвеси – по стандартным методикам (силикатный анализ); ГМДТК-ГМА-БА - гексаметилендитиокарбаминат гексаметилен аммония в бутилацетате.

Для определения валового содержания и установления форм нахождения ртути в эпифитовзвеси и техногенных илах р. Нуры использовался метод, основанный на непрерывном линейно-

ступенчатом температурном сканировании образца с детектированием образовавшейся атомарной ртути на анализаторе ИМГРЭ-900 [35]. В основу анализатора положен дифференциальный атомно-абсорбционный способ измерения концентраций металла с применением модифицированной схемы эффекта Зеемана.

Бенз(а)пирен и массовая доля нефтепродуктов в эпифитовзвеси, донных отложениях и осадках сточных вод исследовались спектрофлуориметрическим анализом при низких температурах. Определение минерального состава различных отложений и отходов осуществлялось с помощью рентгенографического фазового полуколичественного анализа (бассейн р. Пахры) и (бассейн р. Нуры) на автоматизированном дифрактометрическом комплексе (дифрактометр ДРОН-3.0). Содержания химических элементов в эпифитовзвеси, донных отложениях, отходах и макрофитах даны на сухую массу.

Обработка результатов химико-аналитических исследований заключалась в расчете стандартных статистических показателей (среднее, его ошибка, вариация и т. д.), коэффициентов концентрации химических элементов ( $K_C$ ), в выявлении техногенных геохимических аномалий, в ранжировании химических элементов по степени их концентрирования в эпифитовзвеси (и в других компонентах водной среды и в отходах) для установления техногенных геохимических ассоциаций, в расчете суммарного показателя загрязнения ( $Z_C$ ) и оценке общего уровня техногенного загрязнения рек, а также в установлении миграционной способности химических элементов, концентрирующихся в эпифитовзвеси. Использовались следующие коэффициенты и показатели, обычно применяемые в экологической геохимии [146, 190, 223].

Коэффициент концентрации  $K_C$  химического элемента, который характеризует интенсивность концентрирования («степень аномальности») данного элемента в каком-либо компоненте водной среды (например, в эпифитовзвеси, донных отложениях, в воде, растениях) в зоне техногенного загрязнения по сравнению с его фоновым содержанием. Фоновое содержание – это средняя концентрация химического элемента в данном компоненте речной среды на участках реки, расположенных вне зоны прямого воздействия источников техногенного (или природного) загрязнения. В изученных случаях такие участки речной сети обычно были приурочены к верховьям основной реки или ее притоков, в которые не поступали сточные воды промышленных и сельскохозяйственных объектов.

Коэффициент концентрации рассчитывается по формуле:

$$K_C = C_i / C_\phi,$$

где  $C_i$  – реальная общая (валовая) концентрация  $i$ -го химического элемента в данном компоненте (например, в эпифитовзвеси) в конкретной точке наблюдения в зоне влияния техногенного источника загрязнения,  $C_\phi$  – фоновое валовое содержание этого элемента в том же компоненте.

Геохимическая ассоциация, которая характеризует качественный (элементарный) состав и структуру техногенного загрязнения (техногенных геохимических аномалий) Она представляет собой упорядоченную (ранжированную) по значениям  $K_C$  совокупность химических элементов, концентрирующихся в каком-либо компоненте речной среды (например, в эпифитовзвеси). В геохимическую ассоциацию включаются химические элементы со значениями  $K_C$  не менее 1,5. Считается, что в данном случае величина превышения над фоном превосходит природную вариацию распределения элементов и возможные ошибки опробования и аналитических исследований, т. е. концентрация химического элемента, в 1,5 раза превышающая фоновую, является минимально-аномальным содержанием (нижним порогом аномальности), а содержания, превышающие этот уровень, обусловлены главным образом поставкой химических элементов техногенными источниками загрязнения.

Геохимическая ассоциация изображается, например, так:  $Hg_{150}-Cd_{110}-Ag_{78}-As_{51}-Zn_{23}-Pb_{11}-(Cu-Co-Sb)_5-Mo_3-(Mn-Ti)_{1,7}-V_{1,5}$  (цифровые индексы около символов химических элементов представляют их  $K_C$ ; иногда их указывают только для наиболее интенсивно концентрирующихся элементов).

Химические элементы, входящие в геохимическую ассоциацию, обычно систематизируются в виде таблиц 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.

Суммарный показатель загрязнения  $Z_C$ , учитывающий полиэлементный состав техногенного загрязнения (техногенных геохимических аномалий), представляет собой сумму коэффициентов концентрации  $K_C$  (за вычетом фона) химических элементов, входящих в геохимическую ассоциацию, установленную, например, для эпифитовзвеси (донных отложений, речной взвеси и т. д.). Таким образом, этот показатель отражает аддитивное превышение фонового уровня группой

ассоциирующихся элементов; рассчитывается по известной формуле Ю.Е. Саета:

$$Z_C = \sum_{i=1}^n K_C - (n - 1),$$

где  $K_C$  – коэффициент концентрации  $i$ -го химического элемента,  $n$  – число, равное количеству химических элементов, входящих в техногенную геохимическую ассоциацию.

Общий уровень техногенного загрязнения оценивался на основе значений суммарного показателя загрязнения  $Z_C$  в соответствии со шкалой, приведенной в табл. 2. Сопряженный анализ значений суммарного показателя загрязнения  $Z_C$  и техногенных геохимических ассоциаций позволяет выделить в реке участки, характеризующиеся определенным уровнем и своеобразным составом техногенного загрязнения.

Таблица 2. Шкала оценки состояния рек по значениям суммарного показателя загрязнения в эпифитовзвеси [192, 193]

$Z_C$	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

Для оценки миграционной способности и потенциальной экологотоксикологической опасности химических элементов использовались данные по балансу их форм нахождения в эпифитовзвеси (донных отложениях и т. д.) с выделением доли элементов, присутствующих в геохимически активных формах (легкоподвижные и органоминеральные соединения), способных, например, трансформироваться и(или) включаться в пищевые цепи, существующие в реках.

### **3. Источники осадочного материала и формирование эпифитовзвеси**

Формирование водного и твердого стока в городских ландшафтах 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 [203, 207]. Для транспортировки воды к местам потребления создаются сложные сети водоснабжения, а для отведения сточных вод и поверхностного стока (дождевого, талого, поливомоечного и др.) с освоенных территорий и для их очистки – канализационные и дренажные сети, сложные очистные сооружения. 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 и бытовые нужды, приобретает иные физико-химические свойства, содержит значительные массы своеобразного по своему составу и свойствам осадочного материала и, как правило, сбрасывается (с предварительной обработкой или – нередко – без нее) в гидрографическую сеть. Именно техногенная взвесь, а также – в определенной степени – техногенные речные илы, широко развитые в зонах загрязнения, являются главными источниками транспортируемого речным потоком осадочного материала, формирующего речную эпифитовзвесь.

#### **3.1. Химический состав и особенности поставки осадочного материала с канализационным стоком города**

В природных условиях количество взвешенных в речных водах веществ определяется интенсивностью эрозионно-денудационных процессов [122, 153]. Обычно, особенно для малых рек, основную часть взвеси составляют минеральные частицы и органическое вещество, представляющие собой главным образом продукты эрозии почв,

берегов, донных отложений. Важным фактором внутригодовой изменчивости содержаний взвеси является режим стока воды. Наиболее высокие содержания взвеси наблюдаются в половодье и паводки, низкие – в летнюю и особенно в зимнюю межень, когда мутность рек обусловлена преимущественно размывающей деятельностью потока. Для распределения мутности речных вод и модуля стока наносов характерна достаточно выраженная географическая зональность [153].

Н.И. Алексеевский [1] 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 преимущественно с размывом ранее накопившихся речных 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 (т. е. гидравлическими факторами) и масштабами поставки материала внешними источниками осадочного материала. 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 [1], позволяют лишь в общих чертах охарактеризовать генетические составляющие стока взвешенных наносов (табл. 3). В природных условиях в системах «водосбор-русло» и «эрозия-транспорт-аккумуляция» обычно существует определенный баланс осадочного материала. С этих позиций, по выражению А.П. Павлова [124], «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 [85, 141, 189, 207], что непосредственно отражается на процессах аллювиального седиментогенеза, нарушая указанный выше «урегулированный механизм». Это в

существенной мере 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 техногенного осадочного материала.

Таблица 3. Генетические составляющие стока взвешенных наносов (обобщение данных, приводимых в [1]) \*

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 в потоке содержание взвешенных веществ. В техногенных условиях к ним присоединяется ряд явлений, способствующих изъятию взвеси из миграционного потока (например, забор речной воды на различные нужды и т. п.).

Модули твердого стока в таких районах возрастают (по сравнению с зональными значениями) на один-два порядка, при этом осадочный материал, поступающий в водотоки, характеризуется специфическим вещественным составом и высокими концентрациями многих химических элементов и их соединений [176, 177, 191, 220]. Например, зональный модуль стока в пределах бассейна р. Пахры (Московская область) варьируется в пределах 5–30 т/км<sup>2</sup>/год [140], причем минимальные значения характерны для участков, не затронутых явной хозяйственной деятельностью. Расчеты показывают, что аналогичный показатель, например, для территории г. Подольска только с учетом осадочного материала, поступающего в р. Пахру со сточными водами, составляет порядка 40 т/км<sup>2</sup>/год. Для бассейна р. Инсар (Мордовия) зональный модуль стока наносов оценивается в 0,6 г/с/км<sup>2</sup>. 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/км<sup>2</sup> [191]. Определенное количество осадочного материала поступает в указанные реки с поверхностным (дождевым, талым, поливочно-моечным) стоком с территории городов, что еще более увеличивает модуль стока твердых наносов [16, 203, 207]. Тем не менее в малых и средних городах отводимые сточные воды (канализационный сток города), как правило, являются одним из важнейших источников поставки техногенного осадочного материала в реки. К тому же, во-первых, канализационный сток города 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 (часто сезонное) распределение; во-вторых, именно канализационный сток поставляет наиболее широкий спектр загрязняющих веществ (в том числе и нередко особенно в составе техногенной взвеси) в поверхностные водные объекты.

В общем случае в зонах влияния городов поведение взвешенных в речных водах веществ 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 природный или искусственный водоток) – малая или средняя река, принимающая сточные воды [195]. 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, прежде всего, от степени разбавления стоков природными водами. В зоне распределения параметры водного потока в большей степени определяются уже природными факторами, способствующими рассеиванию и дифференциации поллютантов, трансформации их форм миграции и нахождения, перераспределению между компонентами речной среды. Именно здесь активно проявлены процессы техногенного аллювиального седиментогенеза, основным

материальным продуктом которых являются техногенные илы, и идет образование эпифитовзвеси.

Концентрация присутствующего в водной массе взвешенного вещества 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 [72]. С этих позиций для изучения поведения взвеси в речных водах рациональна организация 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 (водотоке, который не испытывает прямого техногенного воздействия). Рассмотрим результаты таких исследований, выполненных на р. Пахре в зоне влияния г. Подольска (Московская область) [195, 216, 219, 220]. Здесь в летнюю межень осуществлялся ежедневный (с 15 июля по 15 августа, т. е. 32 дня подряд) отбор проб воды на трех створах (рис. 11).

Створ I располагался в устье руч. Черного, сток которого практически полностью формировался 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 отражается в накоплении в речном русле техногенных илов и в формировании эпифитовзвеси. В качестве фонового был выбран створ IV, расположенный на реке Москве 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.

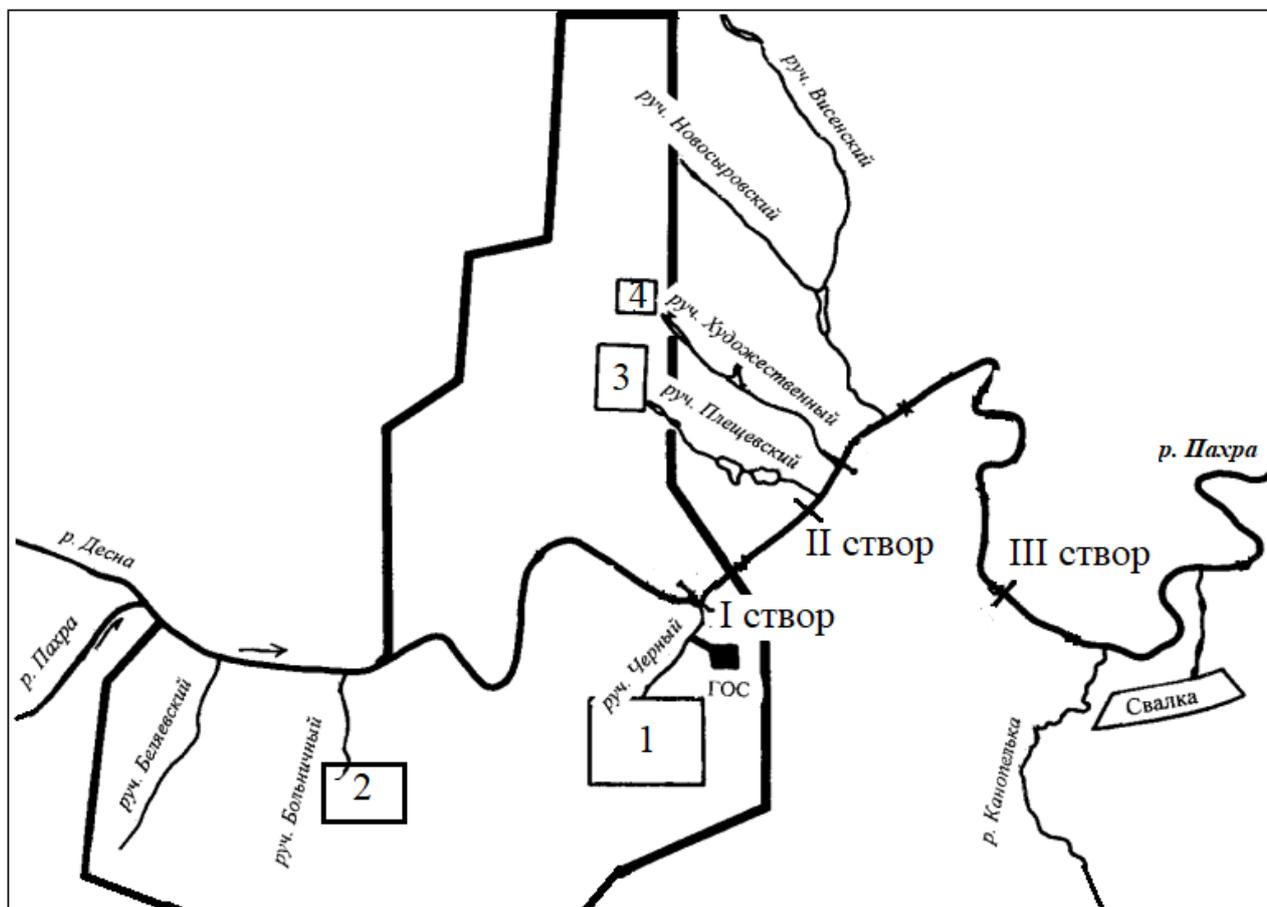


Рис. 11. Схема окрестностей г. Подольска: I, II, III – створы наблюдений; 1–4 – основные промышленные зоны.

Зональные значения содержания взвешенных наносов 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 [140].

В табл. 4 приведены характеристики распределения взвеси в водах р. Пахры (створы I–III) и на фоновом створе (створ IV). В фоновых условиях взвешенные вещества в исследуемый период (летнюю межень) отличались однородным распределением во времени ( $V = 51\%$ ), причем 90% проб характеризовались 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 водосбора, сопровождалось увеличением расхода воды в реке и способствовало взмучиванию русловых отложений. В целом для всего ряда динамических наблюдений на фоновом створе фиксировалась 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 распределение (поведение) взвешенных веществ (речной взвеси) контролируется преимущественно гидрометеорологическими факторами, а средняя концентрация взвешенных веществ вполне соотносится с зональными значениями их содержаний в летнюю межень.

Таблица 4. Содержание взвешенных веществ в речных водах на разных створах опробования, мг/л\*

Створ	Среднее и его ошибка	Интервал	V **	K <sub>C</sub> ***	
				средний	максимальный
IV (фон)	24,16 ± 4,11	6,5–48,8	51	–	–
I	53,43 ± 8,68	18,7–288,6	92	2,2	11,9
II	27,97 ± 3,07	7,2–82,5	62	1,2	3,4
III	26,90 ± 2,81	9,6–83,0	59	1,1	3,4

\* 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 высушивали при комнатной температуре и вновь взвешивали. По разности масс фильтра до и после фильтрования рассчитывалось количество взвешенных веществ в исследуемой пробе речной воды.

\*\* Коэффициент вариации по стандартному отклонению.

\*\*\* Коэффициент концентрации относительно среднего фонового содержания.

В условиях техногенного загрязнения распределение содержаний взвешенных веществ в динамическом ряду наблюдений имело неоднородный (дискретный) характер. (табл. 4, рис. 12). Особенно резко это проявилось в пределах верхнего участка зоны смешения (створ I), о чем свидетельствуют высокие значения коэффициента вариации ( $V = 92\%$ ). Здесь не наблюдалось выраженной корреляционной связи

между содержаниями взвешенных веществ в сбрасываемых сточных водах и объемом (расходом) последних. Это указывает на то, что динамический (временной) характер распределения взвешенных веществ зависит, в первую очередь, от специфики функционирования городских очистных сооружений (в сущности, от степени очистки сточных вод). Средняя удельная концентрация взвеси на створе I заметно (в 2,2 раза) превышала фоновое значение. Характерным является появление пиковых концентрации взвешенных веществ, в 3–11,9 раз превышающих их среднее фоновое содержание. Таким образом, техногенная поставка взвешенных наносов характеризуется дискретным характером и осуществляется в количествах, превышающих фоновый (зональный) модуль стока.

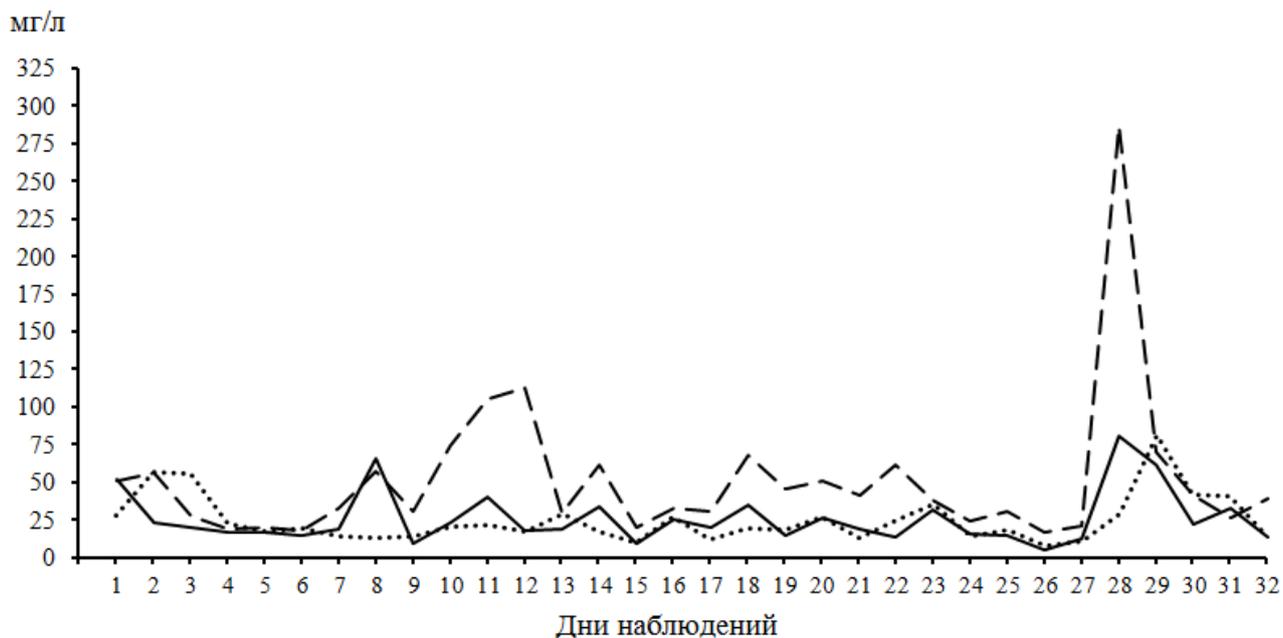


Рис. 12. Распределение взвешенных веществ на створах I (пунктир), II (сплошная линия) и III (точки).

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 находилась в пределах 10–15 мг/л. Естественно, что, кроме физического (механического) разбавления, определенное значение имеют и процессы ускоренной седиментации грубых взвешенных частиц, обладающих более высокой гидравлической крупностью. В значительной степени это является следствием подпруживания потока сточных вод

и, соответственно, уменьшения скорости течения, что, 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 ( $V = 62\%$ ). 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 практически идентичен графику их распределения на створе I. Все это свидетельствует о ведущей роли техногенной поставки твердого осадочного материала на режим мутности воды в пределах нижнего участка зоны смешения. На створе III, т. е. в зоне 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 определенная (слабая) корреляционная связь между содержаниями взвеси в воде и расходом воды ( $r = 0,24$ , при доверительной границе коэффициента корреляции для 5%-ного уровня значимости  $\pm 0,34$ ), что может свидетельствовать о вторичном поступлении твердых частиц 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 [72]. Использование предложенного М. Кендэллом [72] 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. В частности, 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 показателя мутности на створе III) и двумя факторными признаками (мутность воды на створах I и II) также указывает на 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, поскольку техногенная взвесь характеризуется концентрациями многих химических элементов, превышающими их уровни в фоновой взвеси (табл. 5) и известные глобальные и региональные параметры (табл. 6).

Согласно [103], 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 (со сточными водами и поверхностным стоком) периодически приводит к существенному возрастанию мутности водного потока, к его перегрузке взвесью, что в конечном счете нарушает динамику равновесного обмена осадочным материалом между потоком и руслом (донными отложениями). Вследствие этого на соответствующих участках реки, особенно в ближайшей зоне воздействия города, будут уже преобладать процессы осаждения осадочного материала, что, в сущности, и приводит к образованию техногенных речных илов, обладающих очень специфическим химическим составом (табл. 7).

В общем случае загрязнение речных вод тяжелыми металлами, связанное с взвешенными веществами, формируется двумя способами [147]. Во-первых, при увеличении мутности речных вод в результате поступления литогенных частиц, характеризующихся околофоновыми

уровнями содержания загрязняющих веществ. В этом случае происходит увеличение массы тяжелых металлов в единице объема воды (результаты анализов выражаются, например, в мг/л), что при исследовании и фиксируется как загрязнение, хотя весовые (удельные, например в мг/кг) концентрации поллютантов во взвеси часто не выходят за пределы фоновых значений. Во-вторых, при поступлении в воды техногенных частиц с высокими удельными концентрациями (результаты выражаются в мг/кг) в них металлов. В данном случае увеличение массы поллютантов в единице объема воды происходит преимущественно за счет их высоких концентраций непосредственно во взвеси (в осадочном материале), а не за счет увеличения мутности воды. Обычно наиболее резко техногенные аномалии химических элементов проявляются при поступлении в реки значительных количеств взвеси, обогащенной ими.

Таблица 5. Тяжелые металлы в твердом взвешенном веществе, створы I–III

Металл	Среднее и его ошибка, мг/кг	V	K <sub>C</sub>
Створ I			
Хром	687,79±123,89	52	2,2
Никель	556,59±90,34	47	4,8
Медь	1587,60±346,90	63	8,8
Цинк	1637,00±317,80	56	2,6
Кадмий	74,13±16,18	63	9,9
Ртуть	11,56±2,71	68	170,0
Свинец	887,13±177,90	58	3,4
Створ II			
Хром	497,50±134,90	78	1,6
Никель	302,20±83,50	80	2,6
Медь	773,03±272,62	102	4,3
Цинк	1173,50±247,40	61	1,9
Кадмий	34,31±11,82	99	4,6
Ртуть	3,36±1,32	114	49,4
Свинец	630,70±26,55	122	2,4
Створ III			
Хром	451,70±101,80	65	1,5
Никель	225,30±36,80	47	1,9
Медь	501,70±88,68	51	2,8
Цинк	922,60±174,30	55	1,5
Кадмий	25,47±7,00	79	3,4
Ртуть	1,74±0,89	148	25,6
Свинец	378,60±74,62	57	1,5

Таблица 6. Тяжелые металлы в техногенной взвеси и твердом взвешенном веществе различных рек, мг/кг

Металл	Техногенная взвесь, створ I	Реки мира				Реки Европы [297]	Сев. Двина [172]	Бассейн Уссури [167]
		[274]	[297]	[142]	[43]			
Cr	687,79	100	130	85	130	164	88,5	136,5
Ni	556,59	90	74,5	50	84	66	50,6	26,3
Cu	1587,60	100	75,9	45	80	172	27,4	16,7
Zn	1637,00	250	208	130	31	346	150	128,6
Cd	74,13	–	1,55	0,5	0,7	–	0,62	0,442
Hg	11,56	–	–	0,077	–	–	–	–
Pb	887,13	100	61,1	25	147	71	25,7	18,5

Таблица 7. Петрохимический состав взвеси, техногенных илов и фонового аллювия, %

Компонент	Взвесь		Техногенный ил, Пахра, 9 км ниже Подольска	Фоновый аллювий, Пахра	Средний состав взвеси рек умеренной и холодной зоны [273]	Средний состав взвеси рек мира [43]
	Створ I	Створ III				
SiO <sub>2</sub>	28,3	67,74	61,70	78,50	62,87	54,80
TiO <sub>2</sub>	0,40	0,67	0,38	0,48	0,82	0,67
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	5,50	9,47	8,63	4,52	13,58	15,65
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> + FeO	7,36	4,33	4,90	2,62	–	–
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	–	–	–	–	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 <sub>2</sub> O	0,88	0,80	0,68	0,72	1,16	1,35
K <sub>2</sub> 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 изученном на р. Пахре динамическом (временном) ряду наблюдения удельное распределение тяжелых металлов во взвеси на всех створах отличается высокой изменчивостью, которая особенно резко проявляется в зоне смешения сточных и речных вод (рис. 13). Вниз по течению, т. е. при удалении от источника загрязнения (в данном случае от г. Подольска), практически для всех изученных тяжелых металлов наблюдается определенная идентичность в характере изменения их концентраций во взвеси. Наиболее интенсивное снижение удельных (в мг/кг) концентраций тяжелых металлов во взвеси отмечалось на первых 8–10 км ниже створа полного смешения сточных и речных вод (створ II). Очевидно, именно здесь особенно активны процессы

выведения из водного потока техногенной взвеси и поступления в водную толщу природных литогенных частиц, поскольку мутность речной воды в целом слабо меняется вниз по потоку. Еще ниже по течению р. Пахры для тяжелых металлов было характерно постепенное снижение их удельных концентраций во взвеси, нередко даже до фоновых уровней.

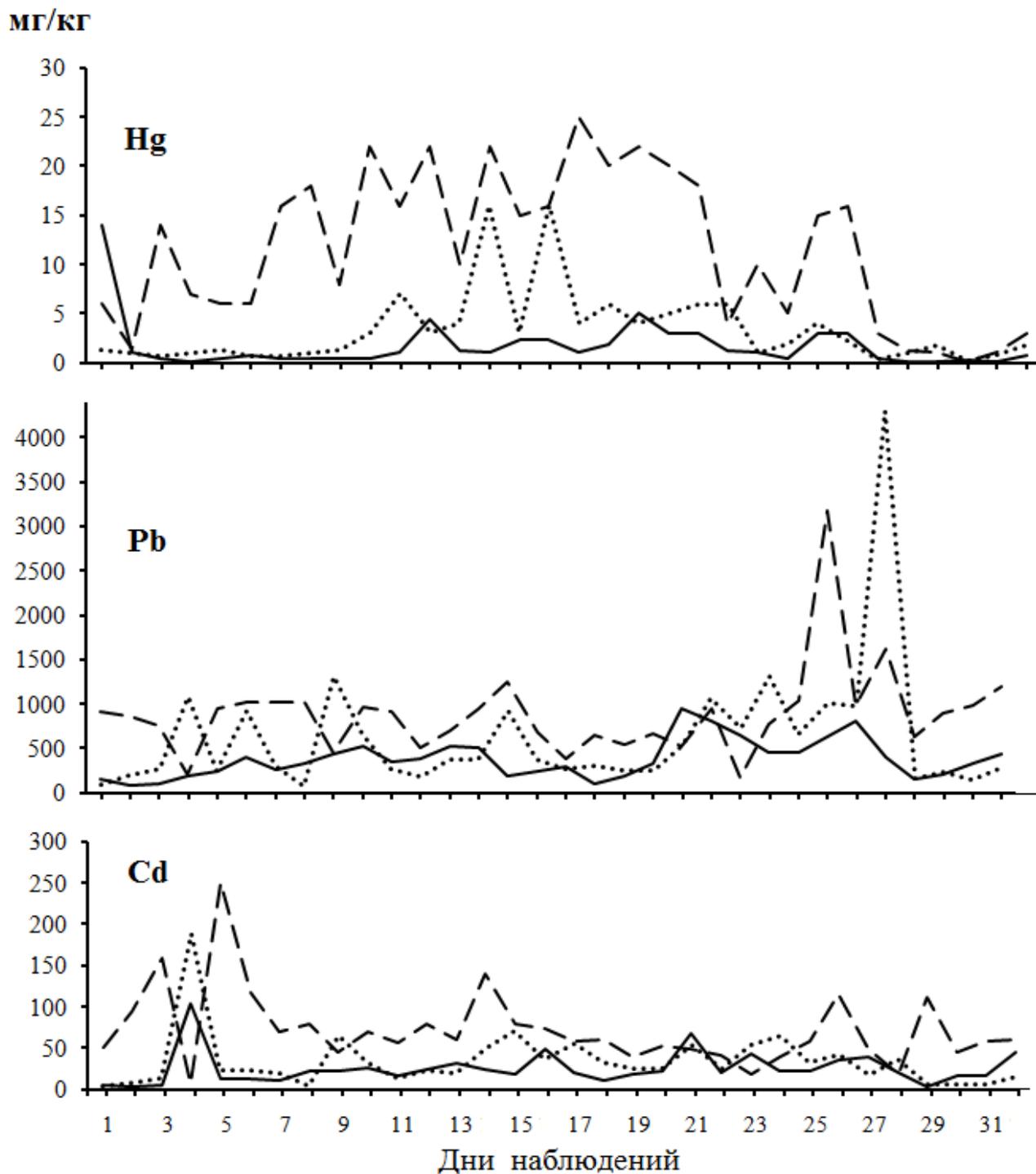


Рис. 13. Распределение удельных концентраций тяжелых металлов в взвешенном веществе на створах I (пунктир), II (точки) и III (сплошная линия).

Показательно, что качественный состав геохимических ассоциаций, свойственных техногенным илам, закономерно близок составу ассоциации осадков сточных вод, образующих на городских очистных сооружениях в ходе очистки поступающих промышленных и бытовых стоков (табл. 8).

Таблица 8. Геохимические ассоциации в осадках сточных вод (ОСВ) г. Подольска и техногенных илах (ТИ) руч. Черного

Компонент	Порядок значения $K_C$ химических элементов относительно фона в донных отложениях р. Пахры				
	>100	100–30	30–10	10–3	3–1,5
ОСВ [6]	Cd-Ag	Pb-Sn-Cu	In-Ni-Hg-Bi-Cr-Zn-W-Sb	Sr-Be-Mo	As-Co-Mn-Ba
ТИ [177, 198]	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

Увеличение содержания тонких частиц в составе речной взвеси, характерное для зон техногенного загрязнения, приводит к возникновению особых динамических эффектов в зоне контакта воды с поверхностью частиц [16]. Это способствует высвобождению химических элементов из твердых взвешенных веществ в водную фазу. В поступающей с канализационным стоком г. Подольска техногенной взвеси для содержащихся в ней тяжелых металлов установлены достаточно значимые удельные и относительные содержания их легкоподвижных (сорбционно-карбонатных) и относительно подвижных (органических и оксидных) минералого-геохимических форм нахождения (табл. 9). Это потенциально определяет высокую возможность последующего преобразования данных форм нахождения в ходе миграции и перераспределения в речной среде связанных с взвесью металлов.

Таблица 9. Формы нахождения тяжелых металлов во взвешенном веществе (створ 1, устье руч. Черного)

Металл	Вал, мг/кг	Сорбционно-карбонатные		Органические		Оксидные		Кристаллические		Силикатные	
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Ni	425	172,1	40,5	63,3	14,9	65,5	14,7	54,4	12,8	72,7	17,1
Cu	1386	43	3,1	223,2	16,1	313,2	22,6	731,8	52,8	74,8	5,4
Cd	78,3	57,1	72,9	2,7	3,5	10,3	13,1	4,8	5,2	3,4	4,3
Pb	1023	81,8	8	68,6	6,7	308,9	30,2	509,5	49,8	54,2	5,3

Примечание. 1 – удельная концентрация, мг/кг; 2 – доля формы от валового содержания, %; приведены средние значения за 30-дневный период наблюдения.

Исследования, выполненные в зоне влияния г. Саранска [184, 191, 221], свидетельствуют о том, что петрохимический состав взвеси сточных вод (ВСВ), сбрасываемых в р. Инсар с городских очистных сооружений (ГОС), практически идентичен составу осадков сточных вод (ОСВ), образующихся на очистных сооружениях города (табл. 10).

Таблица 10. Химический состав различных осадочных образований, % [192]

Компонент	ФП	ФА	ОСВ	ВСВ	ТИ	
	Слой опробования, см					
	0–10	0–30	30–80	–	0–20	20–60
SiO <sub>2</sub>	73,69	81,63	23,87	28,3	44,50	62,32
TiO <sub>2</sub>	0,54	0,33	0,25	0,40	0,58	0,64
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	6,41	5,22	4,70	5,50	10,05	10,52
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2,59	4,03	1,04	4,16	3,22	4,24
FeO	0,47	0,57	3,00	3,20	2,65	1,36
MnO	0,20	0,078	0,04	0,05	0,048	0,075
CaO	0,47	0,78	8,00	8,14	4,10	2,20
MgO	0,70	0,37	1,40	2,32	0,92	1,16
Na <sub>2</sub> O	0,55	0,56	0,58	0,88	0,90	0,98
K <sub>2</sub> O	1,48	1,05	0,84	1,15	1,87	1,89
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,14	0,19	3,00	1,51	0,99	0,49
H <sub>2</sub> O <sup>-</sup>	4,98	1,37	4,81	–	4,50	2,50
ППП	7,20	3,66	46,08	41	25,79	10,48
S <sub>общая</sub>	< 0,10	< 0,10	1,79	–	0,11	0,17
CO <sub>2</sub>	0,22	0,66	2,75	–	1,29	1,32

*Примечание.* Здесь и в табл. 11: ФП – местные фоновые почвы; ФА – фоновый русловой аллювий (верховья р. Инсар); ОСВ – осадки сточных вод (очистные сооружения г. Саранска); ВСВ – взвесь сточных вод (сбросной канал в р. Инсар); ТИ – техногенные илы (р. Инсар, ниже очистных сооружений); ППП – потери при прокаливании.

Петрохимические модули, рассчитанные для разных осадочных образований, также указывают на то, что вещественной основой образующихся в русле Инсара техногенных илов является осадочный материал, поступающий в реку с ГОС (табл. 11). Так, отмечаются близкие значения многих модулей, с одной стороны, для техногенных образований (ОСВ, ВСВ, илы, особенно их верхний слой), с другой – для фоновых почв и фонового руслового аллювия. Наблюдаемые различия, судя по всему, обусловлены определенным разубоживанием техногенной взвеси природным осадочным материалом, а также являются следствием более окисленной обстановки, характерной для динамичных условий сбросного (принимающего сточные воды) канала. Это, в частности, проявляется в заметном увеличении во взвеси содержаний

окисного железа, превышающих концентрацию закисного железа, в определенном возрастании количества кремнезема и других петрогенных компонентов, а также в уменьшение количества органических веществ (в данном случае характеризуемого показателем ППП). В составе ВСВ установлено присутствие микроскопических водорослей, существующих в прудах биологической очистки, их остатки и продукты разложения.

Таблица 11. Петрохимические показатели отложений\*

Показатель (модуль)	ФП	ФА	ОСВ	ВСВ	ТИ, 0–20 см
Гидролизатный, $Al_2O_3+TiO_2+Fe_2O_3+FeO / SiO_2$	0,08	0,07	0,14	0,27	0,22
Алюмокремниевый, $Al_2O_3 / SiO_2$	0,05	0,04	0,12	0,12	0,13
Плагиоклазовый, $Na_2O+CaO / K_2O$	1,1	2	16	13	4,5
Зрелости, по Петтиджону, $SiO_2 / Al_2O_3$	19,4	26,5	8,6	8,7	7,5
Степени дифференциации, $SiO_2 / K_2O + Na_2O$	50	66	21	17	21
Окисления, $Fe_2O_3 / FeO$	2,4	3,3	0,2	0,6	0,6
Фемический, $FeO+Fe_2O_3+MgO / SiO_2$	0,03	0,03	0,21	0,27	0,11
Железный, $Fe_2O_3+FeO+MnO / TiO_2+Al_2O_3$	0,37	0,60	0,99	1,19	0,54
$Fe_2O_3+FeO / SiO_2$	0,02	0,02	0,12	0,15	0,08
Органокремниевый, ППП / $SiO_2$	0,1	0,04	1,9	1,5	0,6
Кремниевый, $SiO_2 / R_2O_3$	15,5	17,8	7,6	5,9	6,2
$SiO_2 / R_2O_3+RO+R_2O$	8,4	10,3	1,4	1,3	2,5
Кальцитонности, $CaO / MgO$	0,5	1,6	4,1	2,6	3,3

\* Рассчитано по данным табл. 10.

Поступающая со сточными водами в р. Инсар взвесь характеризуется высокими концентрациями практически всех элементов, которые интенсивно накапливаются в осадках сточных вод и техногенных илах (табл. 12).

Таблица 12. Геохимические ассоциации в осадках сточных вод (ОСВ), взвеси сточных вод (ВСВ) и техногенных илах (ТИ)

Отложение	Химические элементы и порядок значений их $K_C$					
	> 100	100–30	30–10	10–3	3–1,5	$Z_C$
ОСВ	Cd-Sn-Hg	Ag-Zn-Bi-W-Cu-Cr	Mo-Ni-Sb	F-Be	Sr-Tl-U	1140
ВСВ	Cd-Mo-Sn	Ag-Zn-Hg-Bi	Cu-W-Cr	Ni-P-Pb-Sb	As-Sr-Be-F	1020
ТИ	Sn	Cd	Hg-Mo-Bi	Cu-Ag-Zn-Cr-Pb-W	Li-Tl-Ni-P-Sr-Co-Be	358

Важно отметить, что техногенное воздействие обуславливает формирование своеобразной среды аллювиального осадконакопления [177, 195, 202]. Речные воды в городских 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 солончатые 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 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 органического вещества.

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. Наряду с высокой мутностью загрязненные речные воды отличаются высоким содержанием органического (растворенного и взвешенного) вещества. 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 рН.

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 химических элементов в речной взвеси в зонах техногенного загрязнения.

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, а техногенный осадочный материал, поступающий в 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 и активно участвует в образовании эпифитовзвеси.

### **3.2. Техногенные речные илы**

Техногенные илы, формирующиеся в реках промышленно-урбанизированных районов, 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 [177, 180, 181, 191, 198, 304]. Нередко в толще техногенных илов встречаются прослой серого или черного песка. Илы пачкаются и при длительном контакте оказывают раздражающее воздействие на кожу рук и разъедающее действие на резину (перчатки, сапоги, экспедиционную лодку). Вертикальная мощность техногенных илов, развитых в ручьях, малых и средних реках, изменяется от первых сантиметров до 3–3,5 м. Особую разновидность техногенных илов представляют наилки (мощностью до 1–3 см, иногда больше), активно формирующиеся на прирусловых отмелях основного русла и речных островов.

В основной своей массе техногенные илы (за исключением их верхних, сильно обводненных горизонтов) обладают липкостью и пластичностью, что свидетельствует о наличии значительных сил молекулярного притяжения между слагающими их частицами, обуславливающих, в свою очередь, связность и повышенную устойчивость таких

отложений к размывающему действию водного потока, а также малую величину скорости фильтрации через их (особенно нижнюю) толщу. Как правило, техногенные илы при изъятии их трубчатым буром сохраняют свою структуру, а при высыхании – приданную им форму. Природа липкости и пластичности, способствующих увеличению связности основной массы техногенных илов, в существенной мере связана с присутствием в них коллоидных пленок, различных («техногенных») органических веществ (в первую очередь, нефтепродуктов, синтетических масел, полициклических ароматических углеводородов и их производных, синтетических поверхностно-активных веществ и др.), жиров, азотистых соединений, а также волокнистых частиц (как искусственных, так и природных). Взмучивание техногенных 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).

Техногенные илы формируют различные формы руслового рельефа и тем самым влияют на ход руслового процесса и динамику речного русла (рис. 14, 15).

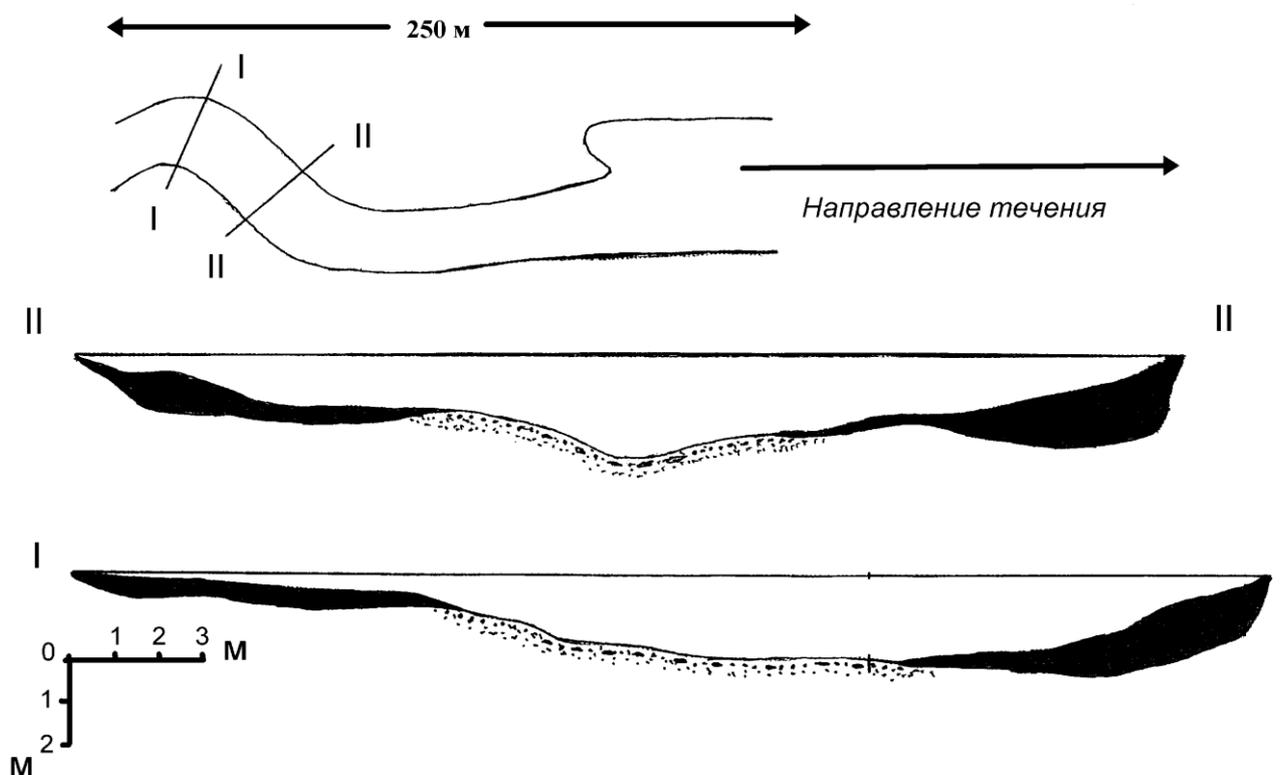


Рис. 14. Поперечный профиль через русло Инсара ниже г. Саранска. Сплошным темным цветом показано расположение техногенных илов; прочее – песчано-гравийные отложения с включениями частиц техногенного ила.

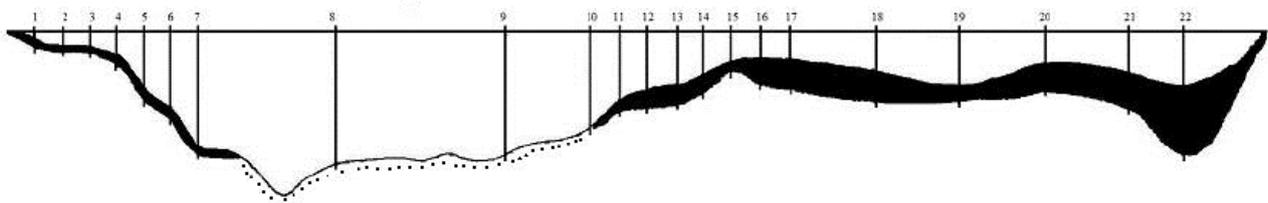


Рис. 15. Поперечный профиль через русло р. Нуры, 12,5 км ниже Главной канавы стоков: сплошным темным цветом показы техногенные илы; прочее – русловые пески и песчано-гравийная масса с частицами техногенного ила; арабскими цифрами – вертикали основного опробования.

Обычно техногенные речные илы представляют собой преимущественно алевритовые или глинистые отложения, отличающиеся плохой сортировкой слагающих их частиц. Доля песчаных фракций в техногенных илах снижается до 40–60%, алевритовых и глинистых – увеличивается до 25–50% и 8–26% соответственно. Своими морфометрическими характеристиками и показателями (такими, например, как медианный диаметр, средний арифметический диаметр, коэффициенты сортировки, асимметрии и глинистости) илы резко отличаются от природного (фоновое) аллювия. Если средний (медианный) размер частиц аллювия изменяется в пределах 0,1–0,2 мм, то средний (медианный) размер частиц, слагающих илы, составляет 0,015–0,078 мм. Характерной особенностью гранулометрического состава илов является резкое увеличение количества частиц, отвечающих размерности физической глины – до 10–31% (против 1–3,5% в природном аллювии) (рис. 16, 17).

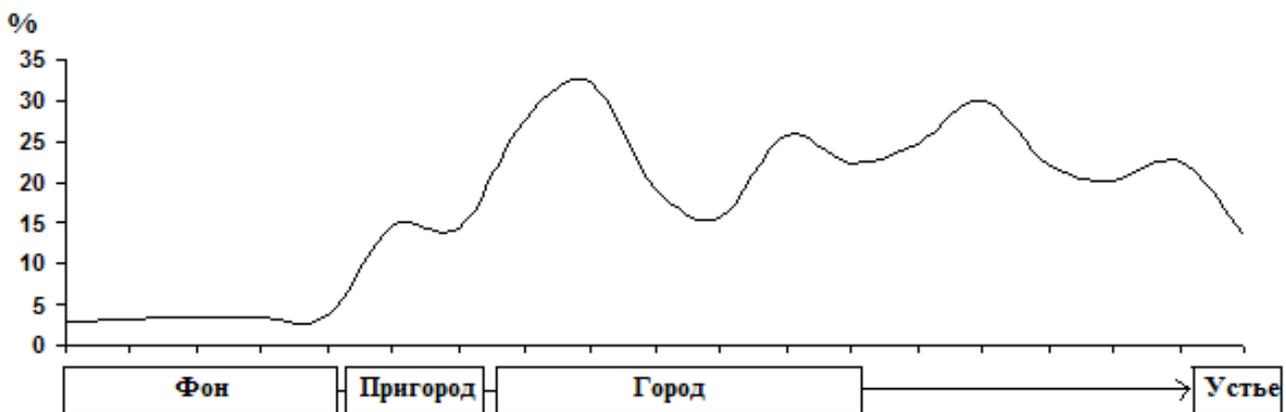


Рис. 16. Распределение физической глины в отложениях р. Инсар в зоне влияния г. Саранска.

В гранулометрическом спектре осадков сточных вод (ОСВ) г. Подольска доминирует фракция крупного алеврита (0,10–0,01 мм),

поэтому 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 [210, 212, 213].

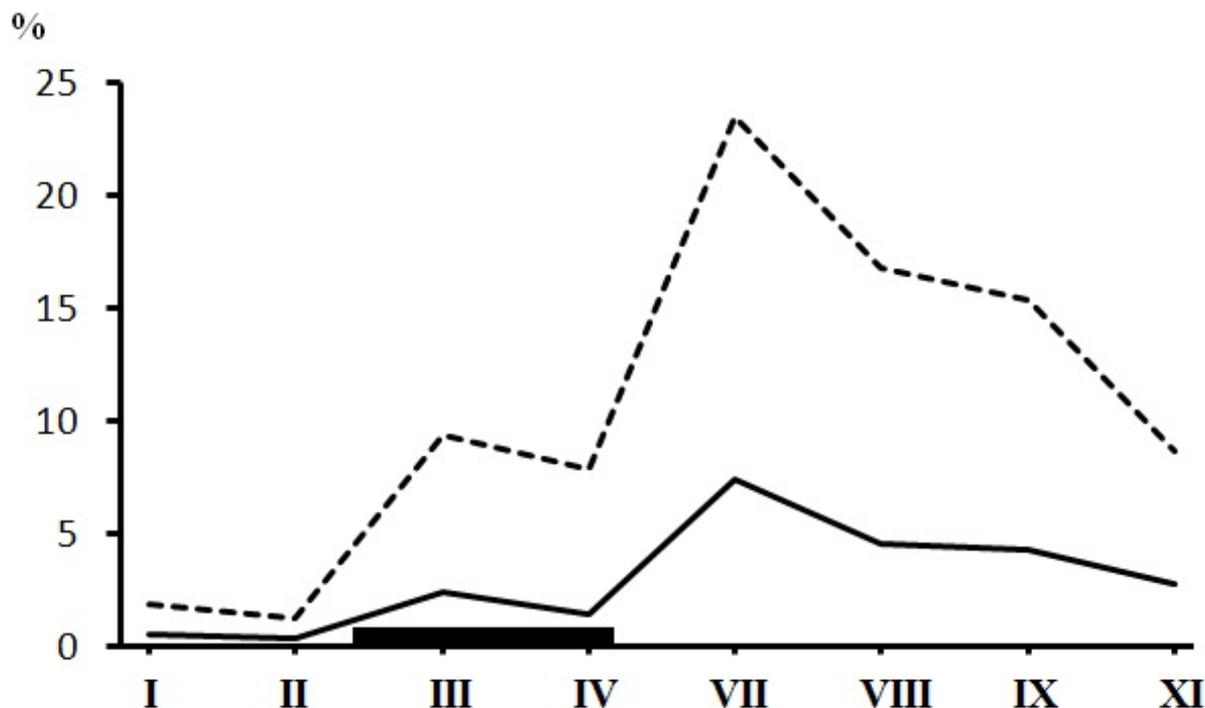


Рис. 17. Распределение физической глины (пунктир) и фракции глины (сплошная линия) в русловых отложениях р. Пахры в зоне влияния г. Подольска: I–XI – участки отбора проб русловых отложений; темным прямоугольником показана промышленно-урбанизированная территория.

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 (рис. 18). Согласно [8], в составе взвеси сточных вод промышленного города, сбрасываемых в водотоки, преобладают (до 87%) частицы размером больше 0,03 мм, а по данным [156], в осадках сточных вод, образующихся на городских очистных сооружениях, доминируют (до 65–90%) частицы размером менее 0,15 мм. Установлено, что осадки сточных вод г. Подольска также отличаются высоким содержанием глинистых (< 0,005 мм) и особенно мелкоалевритовых (0,10–0,01 мм) частиц. Все это и определяет повышенное содержание алевритовой и глинистой фракций в формирующихся на этом участке речного русла илах.

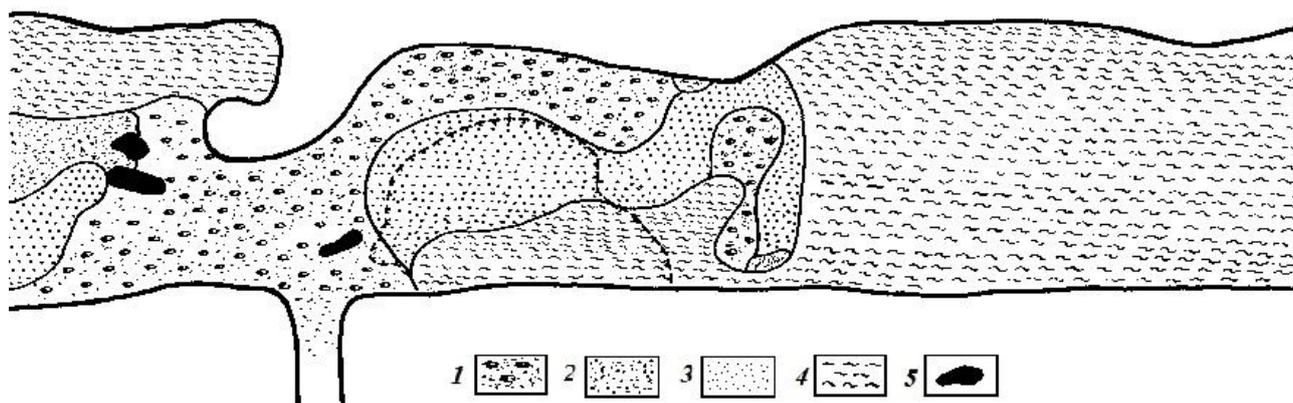


Рис. 18. Литологическая схема русла р. Пахры в месте впадения руч. Черного, по которому осуществляется сброс сточных вод г. Подольска: 1 – гравийно-галечные отложения с песчаным заполнителем; 2 – крупнозернистые пески; 3 – тонкие илистые пески; 4 – техногенный ил; 5 – острова.

По соотношению (структуре) песка, алеврита и глины техногенные илы, резко отличаясь от фонового аллювия, близки к ОСВ г. Подольска, что свидетельствует о ведущей роли поступающего со сточными водами осадочного материала в их формировании (рис. 19).

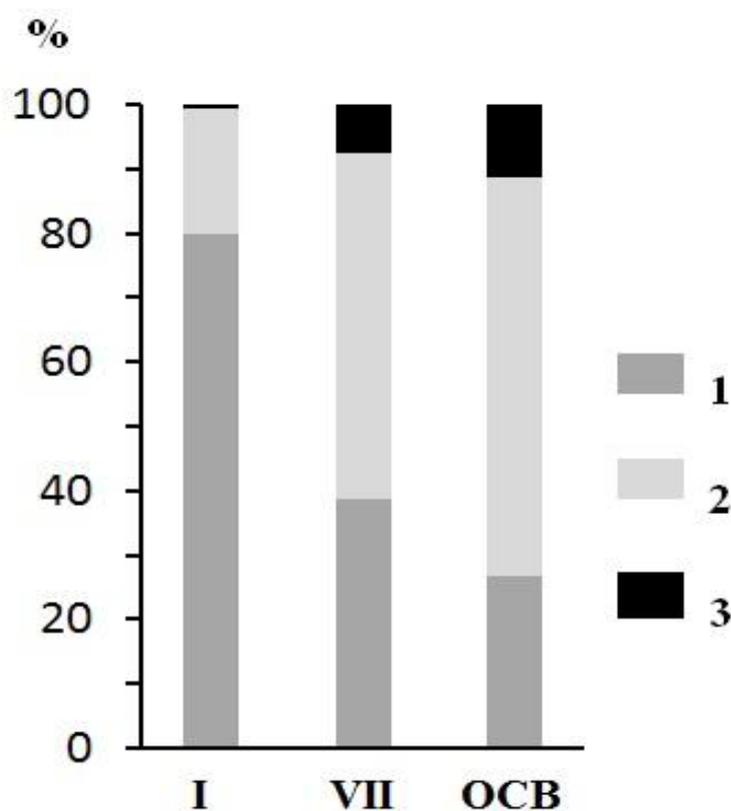


Рис. 19. Соотношение основных гранулометрических фракций в фоновом аллювии (I), техногенных илах (VII) и осадках сточных вод (ОСВ): 1 – песок; 2 – алеврит; 3 – глина.

Основные изменения минерального состава техногенных илов (в сравнении с природным русловым аллювиумом) проявляются в нарушении характерных для 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»). В легкой фракции техногенных илов (в указанном выше ряду) наблюдается

направленное снижение содержания основных породообразующих 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 аути-

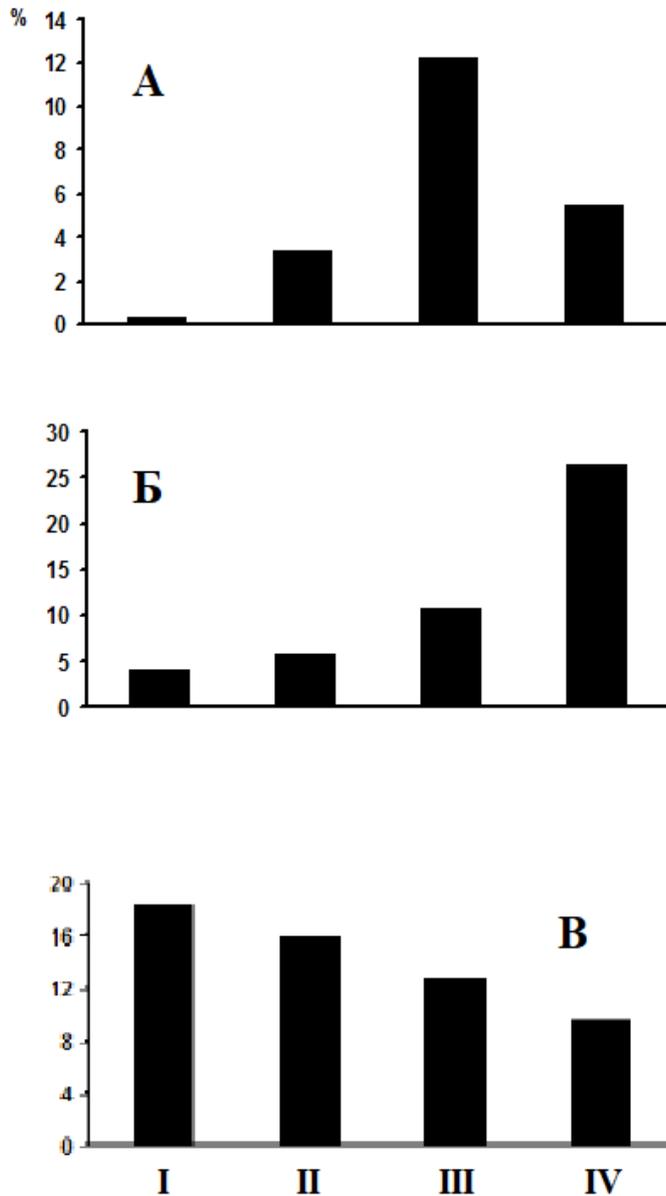


Рис. 20. Карбонатные минералы (А), гидроксиды железа (Б) и эпидот (В) в русловых отложениях (бассейн р. Пахры).

генного глауконита и кислых (Na–Ca) плагиоклазов, фиксируется появление хлорита, мусковита, халцедоновых обломков, вулканического основного и кислого стекла. В тяжелой фракции техногенных илов происходит существенное увеличение содержаний гидроксидов железа и заметное снижение количества эпидота (рис. 20).

Наблюдается также увеличение суммарного количества минералов, обладающих выраженной магнитной восприимчивостью. В техногенных илах встречаются минералы, типичные для различных отходов и выбросов (портландит, муллит, пирит-марказит, апатит, дистен). Содержание глинистых минералов в илах достигает 0,2–3,4% (в аллювии <0,1%). Техногенные илы характеризуются присутствием значительного количества аморфного вещества, содержание которого достигает 30% и более, (в природном аллювии оно не превышает 10–11%) (рис. 21).

В исключительных случаях в руслах загрязненных рек формируются седиментиты – 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.

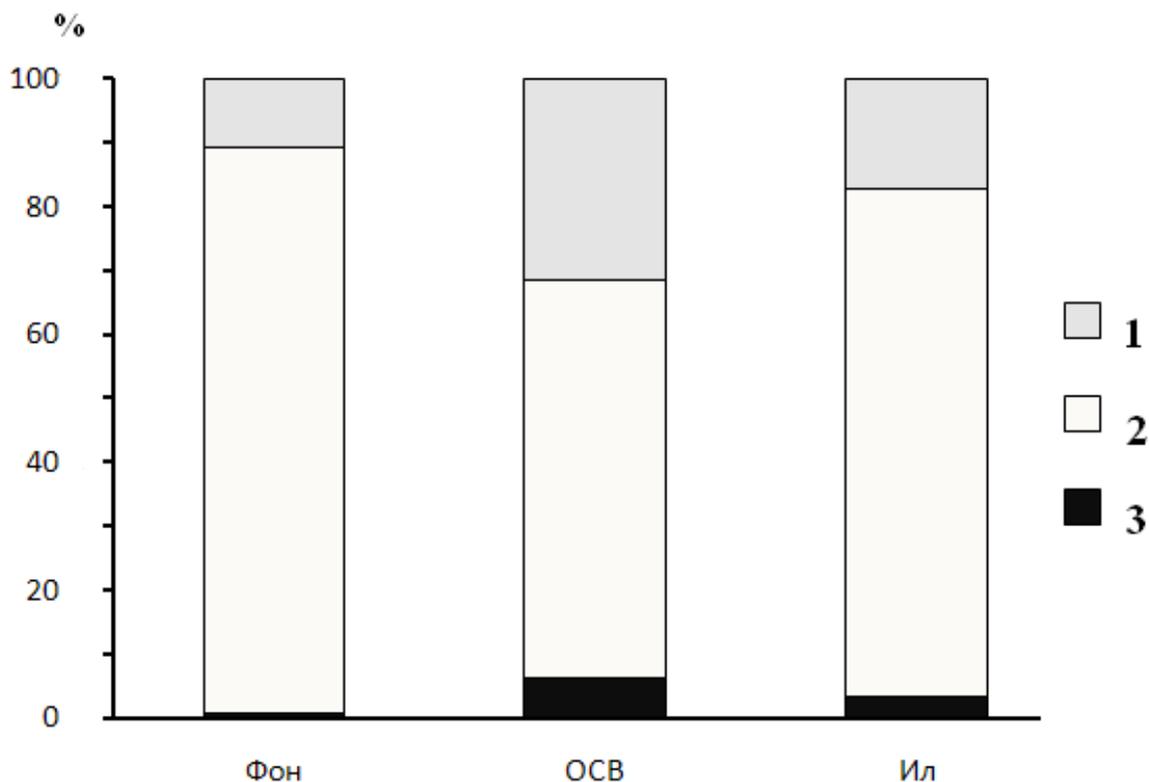


Рис. 21. Состав фонового аллювия, осадков сточных вод г. Подольска и техногенных илов р. Пахры: 1 – аморфное вещество, 2 – неглинистые минералы, 3 – глинистые минералы.

Техногенные илы отличаются от природного руслового аллювия более высоким содержанием органического вещества ( $C_{\text{орг}}$  1,26–2,60%), причем наиболее резко в них увеличиваются удельные концентрации липидов (в 6–59 раз по сравнению с аллювием) и нерастворимого органического вещества (в 3–11 раз). В меньшей степени (в 1,3–1,6 раза) в илах возрастает удельное содержание гумусовых кислот, в составе которых уже доминируют фульвокислоты. Илы отличаются от 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%, гумусовых кислот снижается до 29,6–57,1% (рис. 22).

Вблизи источника загрязнения органическое вещество техногенных илов характеризуется средней и высокой степенью гумификации, фульватным и гуматным типом гумуса, что явно указывает на преобладание здесь восстановительных процессов. По мере удаления от города уменьшение общего содержания органического вещества в техногенных илах происходит в основном за счет снижения количества гуминовых кислот и труднорастворимых органических соединений. Количество органического углерода в техногенных илах заметно пре-

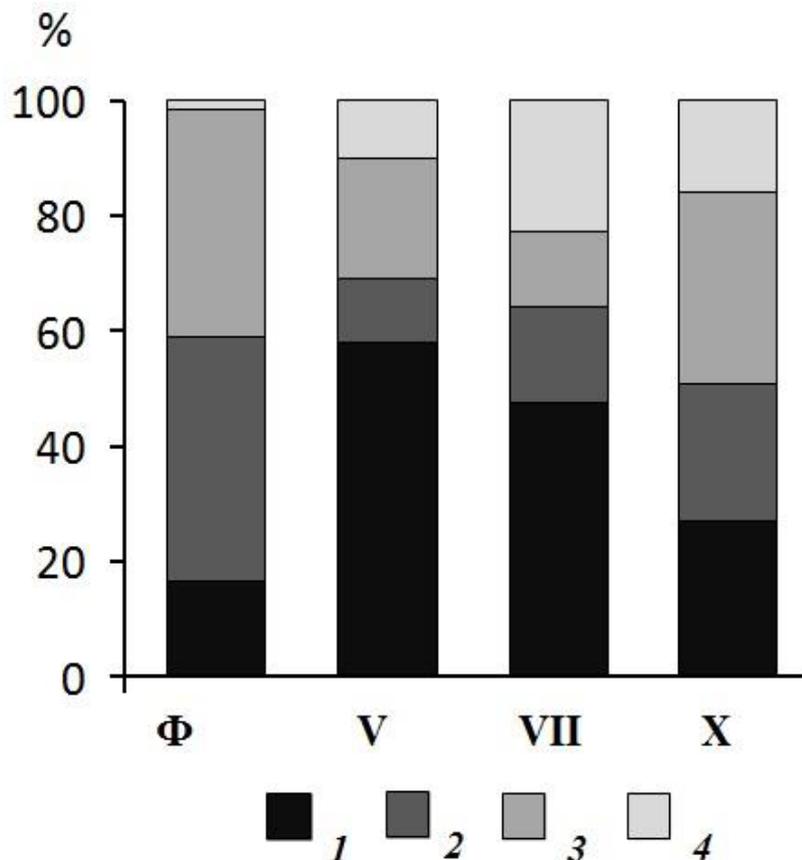


Рис. 22. Групповой состав ОВ техногенных илов (участки V – 2 км, VII – 2,4 км, X – 15 км ниже Черного) и фонового аллювия (Ф): 1 – остаточное ОВ; 2 – гуминовые кислоты; 3 – фульво-кислоты; 4 – липиды [215].

вышает содержание в них карбонатного углерода, что отличает эти отложения от природного аллювия и других естественных осадочных образований. Типичными органическими поллютантами, практически повсеместно присутствующими в илах, являются нефтепродукты, полициклические ароматические углеводороды и другие соединения. Органическое вещество, концентрирующееся в техногенных илах, определяет многие их свойства и играет важную роль в поведении тяжелых металлов.

Илы являются ареной развития интенсивных и протяженных техногенных геохимических аномалий широкой группы элементов (табл. 13). В зависимости от специфики источников загрязнения в илах накапливаются определенные группы химических элементов – техногенные геохимические ассоциации. Обычно воздействие различных объектов (город, поселок, промышленная зона, завод, фабрика и т. д.)

на водотоки отражается качественно достаточно сходной геохимической ассоциацией накапливающихся в илах химических элементов.

Таблица 13. Геохимические ассоциации в техногенных илах (I–XII) р. Инсар, осадков сточных вод (ОСВ) и взвеси сточных вод (ВСВ) в зоне влияния Саранска

Участок	Химические элементы и их $K_C$ относительно фона в аллювии					$Z_C$
	> 100	100–30	30–10	10–3	3–1,5	
Выше города	–	–	–	Bi	Pb-Zn-Sn-P-Cu-Cr-W-Ga-Hg	12
I	Sn	Bi	Cu-Ni	Zn-Ag-Cr-Pb-W	Tl-Sr-Hg-Ga-P	275
II	–	–	Hg	Bi-Pb-Zn-Sn-Sr-Ag-Cu	W-B-Ga	56
III	Cd-Hg-Mo	Zn	Sn-Cu-W	Ag-Ni-Pb-Cr-Sr	F-Tl-V-Ga	810
IV	Cd	Hg-Sn	Cu-Mo	W-Ag-Zn-Bi-Ni	Cr-Pb-Sr-P-B-Ga-Tl-F	210
V	Sn	Cd	Hg-Mo-Bi	Cu-Ag-Zn-Cr-Pb-W	Li-Tl-Ni-P-Sr-Co-Be	358
VI	Sn	Cd-Hg	Mo-Be-Cu	Zn-W-Ag-Pb-Ni-Cr-Bi	Sr-Tl-B-F-Li-Co	318
VII	Sn	Cd	Mo	Zn-Cu-Tl-Ag-Pb-Cr-Hg	W-Bi-B-Ni-Sr-Ga-P-F	220
VIII	–	Cd-Sn	Cu	Zn-Hg-Mo-Ag-Tl-Cr	W-Ni-Pb-Bi-Sr-Co-Li	186
IX	–	–	Sn	Mo-Cu-Tl-Cd-Zn	Sr-Ag-Pb-Bi-Cr-Hg-Ga	31
X	–	–	–	Sn-Cd-Tl-Cu-Zn	Ag-Hg-Mo-Pb-Sr-Cr-Ga-Bi	23
XI	–	–	–	Sn-Mo-Cu	W-Sr-Sn-Tl-Cr-Cd-Hg	19
XII	–	–	–	Mo	Zn-V-Pb-Co-Tl-Ni-Ag-Sn-Cu-Ga-Hg	16
ОСВ	Cd-Sn-Hg	Ag-Zn-Bi-W-Cu-Cr	Mo-Ni-Sb	F-Be	Sr-Tl-U	1140
ВСВ	Cd-Mo-Sn	Ag-Zn-Hg-Bi	Cu-W	Ni-Cr-P-Pb-Sb	As-Sr-Be-F	1020

*Примечание.* Участки опробования: I – ниже р. Лепелейки (принят за нулевую отметку, далее указаны расстояния от него, а в некоторых случаях – населенный пункт, ближайший к участку отбора проб); 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; VII – 30 км, с. Мал. Елховка, VIII – 38 км, с. Шувалово, IX – 49 км, пос. Ромоданово, X – 62 км, с. Пушкино, XI – 92 км, устье Инсара; участок XII – р. Алатырь, краевая часть зоны техногенного осадконакопления (~ 70 км ниже устья Инсара). Пробы фоновое руслового аллювия (слой 0–30 см) были отобраны в верховьях Инсара, где отсутствуют прямые техногенные источники загрязнения; пробы ОСВ (слой 20–80 см, выборка 20 проб) – из карт иловых площадок, расположенных вблизи очистных сооружений города (ГОС); пробы ВСВ – в сбросном канале с ГОС.

В частности, практически повсеместно в техногенных илах концентрируются ртуть, серебро, кадмий, олово, кобальт, барий, медь,

цинк, свинец, хром, фосфор, скандий, стронций. Особенно интенсивно накапливаются халькофильные элементы (обладающие малым кларком, высокой технофильностью и токсичностью). Геохимическая (эколого-геохимическая) специализация промышленных производств, предприятий, промзон (как техногенных источников загрязнения водных систем) проявляется главным образом в различной интенсивности концентрирования (степени аномальности) химических элементов, в меньшей степени в появлении аномальных химических элементов, характерных лишь для данного хозяйственного объекта.

Пространственные особенности распределения химических элементов в техногенных илах обусловлены геологически незначительным временем образования последних, дискретным характером поступления загрязняющих веществ в водотоки, естественной русловой дифференциацией наносов, литолого-геоморфологическими особенностями речных русел, физико-химическими свойствами и вертикальной стратификацией техногенных илов. Важнейшей особенностью распределения элементов в 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 очень высоких концентраций (рис. 23). Степень пространственного разделения химических элементов (геохимических ассоциаций) в илах невелика, распределение элементов обычно отличается высокой степенью согласованности и резкого разделения 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 химические элементы техногенной ассоциации, характерной для того или иного источника загрязнения, отличаются более значительными по площади русла техногенными аномалиями. Закономерный характер пространственного распределения химических элементов в техногенных илах 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.

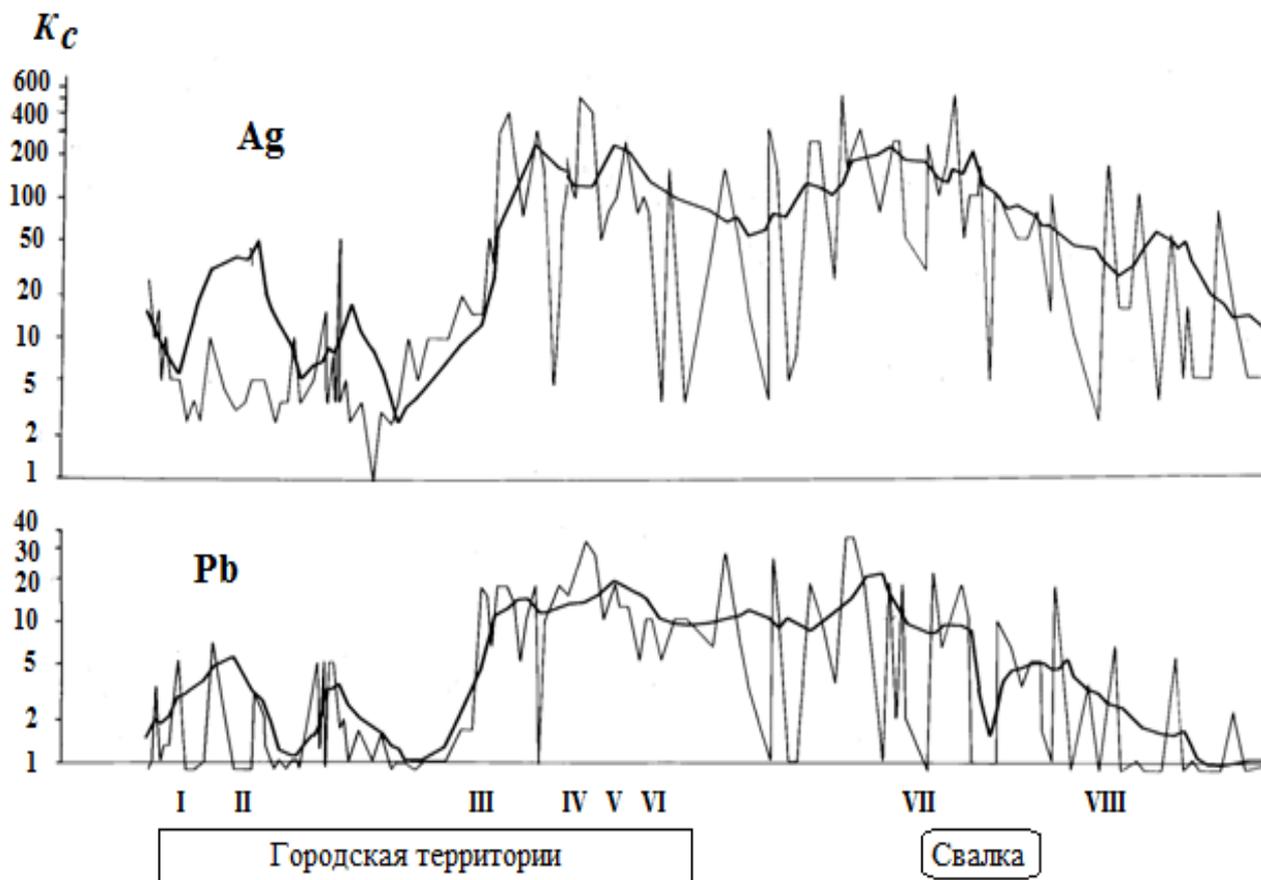


Рис. 23. Серебро и свинец в русловых отложениях (преимущественно в техногенных илах) р. Пахры в зоне влияния г. Подольска. I–VIII места впадения основных притоков в Пахру (III – руч. Черный;  $K_c$  – коэффициент концентрации относительно фона; тонкая линия – фактическое распределение; жирная линия – кривая распределения по сглаженным данным.

Геохимические барьеры, с одной стороны, способствуют выводу из водного потока значительных количеств поллютантов, 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 загрязняющих веществ в реку следующего порядка (за счет вторичного переотложения наносов, особенно в периоды паводков и половодий, и др.).

Техногенные илы отличаются от природного аллювия иным соотношением основных минералого-геохимических форм нахождения тяжелых металлов, что проявляется в заметном увеличении доли их подвижных соединений, способных активно включаться в геохимическую миграцию, 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. Вторичные (диагенетические) преобразования илов могут быть связаны, прежде всего, с трансформацией их 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 техногенными илами при их уплотнении несвязанной воды, с относительным увеличением содержания устойчивых титанистых минералов, а также с разубоживанием техногенного материала природным аллювием.

В местах своего максимального накопления илы обычно 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. Формирование такого слоя приводит к тому, что поверхность раздела между водным потоком и собственно отложениями выражена недостаточно четко. 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.

В прогнозе техногенные илы, являясь основными концентраторами многих поллютантов, поступающих в реки хозяйственно освоенных территорий, представляют собой источник вторичного загрязнения водной массы 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 донных отложениях и на границе придонная вода/ил. Взмучивание илов (в результате действия разных факторов) обуславливает поступление в водный поток осадочных частиц (особенно из верхнего слоя илов, где состав последних близок составу техногенной взвеси), включающихся в миграционные процессы и участвующих в образовании эпифитовзвеси.

### **3. Формирование эпифитовзвеси и ее место в речной экосистеме**

Образование эпифитовзвеси происходит в существенной мере за счет гидравлического осаждения переносимых водным потоком твердых частиц (речной взвеси), их своеобразного захватывания водной растительностью, в результате прилипания и сорбции твердых частиц на поверхности макрофитов, особенно на их листьях. Собственно гидравлическое осаждение взвеси во многом обусловлено хорошо известным явлением – резким снижением скорости течения в растительном слое по сравнению со скоростью потока вне растительности (рис. 24). Это вызвано тем, что в пределах растительного слоя на водный поток оказывают влияние сопротивление растительности и трение по дну. Активному осаждению (захватыванию) взвеси, ее прилипанию и сорбции способствуют 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, в частности, позволяет ему находиться во взвешенном состоянии в воде.

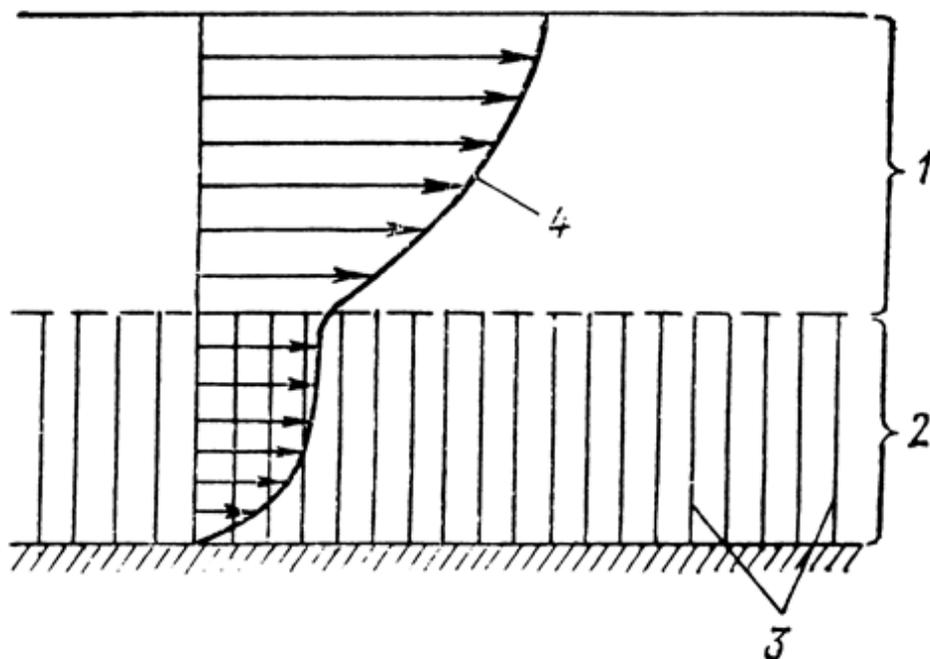
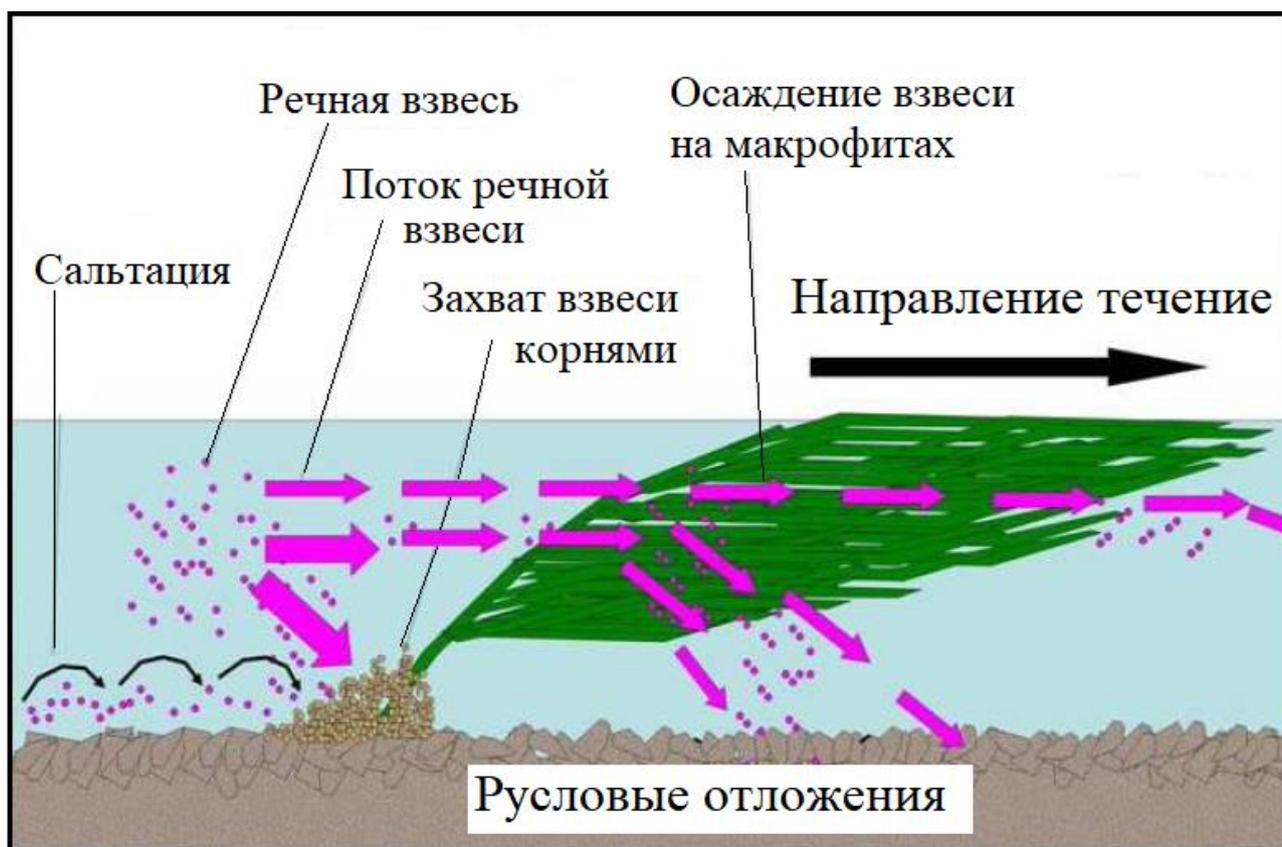


Рис. 24. Схема течения в заросшем русле: 1 – течение потока над растительностью, 2 – течение потока в растительном слое, 3 – растительность, 4 – эпюры скоростей (по [16]).

Практически все погруженные макрофиты за счет длинных стеблей и листьев, часто расчлененных на мелкие нитевидные дольки, занимают («захватывают») значительно больший объем водного пространства, нежели их общая масса (рис. 25). Со временем, особенно на участках русла с относительно спокойным режимом течения, в зарослях погруженных макрофитов формируются своеобразные застойные микрзоны, в которых задерживается речная взвесь, связь которой непосредственно с макрофитами очень непрочная. В частности, в нативных условиях, особенно в зонах техногенного загрязнения, даже слабое механическое воздействие на макрофиты приводило к выделению в воду существенных количеств взвеси («речной мути»).

Важную роль в закреплении взвеси на стеблях и особенно на листьях макрофитов играют растительные выделения (экзометаболиты), образование слизистой пленки и т. п. Отмеченные явления установлены и неплохо описаны для растений суши, активно аккумулирующих аэрозоли и тонкую пыль на поверхности листьев [56, 65, 269].

Формирование слизистых и студенистых образований на поверхности наружных оболочек характерно и для высших водных растений [61]. 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. Литературные данные указывают на то, что до 70% создаваемого водорослями органического вещества выделяется во внеклеточную среду в виде легкоокисляемых, легкоусваиваемых органических веществ [10].



Как подчеркивал В.И. Вернадский, «совершенно неизбежно всегда принимать во внимание в течение изучаемого времени разнообразные выделения совокупности организмов и включать их в состав живого вещества» [30, с. 278]. На подобные образования и «выделения» (включая, естественно, листья и стебли растений) даже в условиях относительно быстрого течения реки всегда активно осаждаются речная взвесь, формируя своеобразные хлопьеобразные скопления, обогащенные коллоидальным материалом и отличающиеся различной степенью связывания взвешенных веществ с субстратом. Осаждению взвеси на макрофитах, судя по всему, способствует развитие водорослей

фитоперифитона, форма и особенности которых (нитевидная форма, ветвящиеся кустики, слизистые ветвящиеся ножки, наличие слизи, развитие колоний древовидно разветвленной формы и т. п.). Это способствует тому, что 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, существенно увеличивая тем самым сорбционные свойства растительных зарослей. В условиях малых скоростей течения и с высоким уровнем доступных питательных веществ особенно бурно могут развиваться нитчатые водоросли (например, *Cladophora* spp. – нитчатые зеленые водоросли), что активно способствует перехвату транспортируемых водным потоком наносов. Осаждение транспортируемых речным потоком взвешенных веществ на листьях и стеблях макрофитов отмечалось в благоприятных для этого условиях лагунно-маршевых и дельтовых участков Нижней Волги [68].

По имеющимся данным, в составе эпифитона в местах с замедленным течением обычно преобладают (из-за их механического осаждения) типичные планктонные формы. С возрастанием скорости течения воды доминирующее положение занимают прикрепленные одноклеточные водоросли [84]. Известно также, что повышенная мутность воды оказывает угнетающее действие на развитие водорослевых обрастаний. Действительно, вблизи источников техногенного загрязнения (мест сброса городских сточных вод) на макрофитах практически всегда визуально отмечалось заметно меньшее количество представителей перифитона, нежели в пределах участков этой же реки, но значительно удаленных от города или расположенных в фоновых условиях (на участках, не испытывающих прямого техногенного воздействия).

Необходимо отметить, что авторы [2, 3, 5], используя речную эпифитовзвесь в качестве компонента-индикатора техногенного воздействия, тем не менее – по только им известной причине – отождествляют понятие «эпифитовзвесь» с понятием «перифитон», а также приписывают автору этих строк утверждение, что эпифитовзвесь – есть «минеральный тонкодисперсный детрит, образующийся на подводных растениях» (см., например, [3, с. 94]). Во-первых, указанного утверждения в работах пишущего эти строки нет, хотя бы потому, что, как хорошо известно, детрит – это, прежде всего, частицы *мертвого*

*органического* вещества, которые играют основную роль в его образовании, а материальной основой речной эпифитовзвеси, как было показано выше, является совершенно иной органоминеральный материал, хотя, безусловно, в ее составе присутствует (в том или ином количестве) и детрит, играющий определенную роль в поведении химических элементов в речных системах [123] и частицы которого представляют собой места огромной концентрации и высокой биологической активности микроорганизмов [82]. Во-вторых, перифитон, о чем уже говорилось выше, представляет собой специфическую экологическую группу сообществ гидробионтов, жизнедеятельность которых протекает на разделе жидкой (воды) и твердой (субстрат различного характера) фаз [79–80, 83, 132–134]. Основу перифитона в реках обычно составляют бактериальная пленка, прикрепленные растения (водоросли-эпифиты) и некоторые животные (усоногие ракообразные, моллюски и др.). Среди обрастаний обитают подвижные животные (главным образом черви и ракообразные). Именно поэтому нередко различают так называемый подлинный перифитон, т. е. неподвижные, прикрепленные к субстрату организмы, и псевдоперифитон – организмы, которые являются свободноживущими (подвижными) среди подлинного перифитона [243, 298].

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 другие микроскопические представители перифитона, но и (составляющие ее основу) органоминеральные частицы речной (в зонах загрязнения – техногенной) взвеси, детрита и т. п. Можно сказать, что эпифитовзвесь – это своеобразный биотоп перифитонного сообщества, аналогом которого могут быть донные отложения, являющиеся средой обитания бентосных сообществ.

В свою очередь, заросли речных макрофитов, являющиеся рефугиумами для различных видов водных организмов, вполне могут рассматриваться как своеобразные «сгущения жизни» в речной экосистеме, составной частью которых является и эпифитовзвесь, представляющая собой, в терминологии В.И. Вернадского, «мелкое биокосное тело».

## **4. Вещественный состав и геохимические особенности эпифитовзвеси**

Речная эпифитовзвесь представляет собой своеобразное осадочное образование, состоящее в основном из тонкодисперсного литогенного материала и органического вещества, нередко примерно в равной пропорции. Это во многом определяется преимущественным «захватом» макрофитами тонких частиц речной взвеси и взвешенного органического вещества (включая детрит), а также участием в формировании эпифитовзвеси биогенного материала, продуцируемого макрофитами, перифитоном и планктоном. Отмеченные факты в существенной мере и обуславливают особенности вещественного состава и важнейшие геохимические характеристики эпифитовзвеси.

### **4.1. Особенности вещественного состава эпифитовзвеси**

Характерной особенностью речной эпифитовзвеси в зонах техногенного загрязнения (по сравнению, например, с фоновым русловым аллювием) является очень высокое содержание в ней аморфных (рентгеноаморфных) веществ и кальцита, присутствие значимых количеств глинистых минералов и относительно невысокая доля кварца [199, 200]. Например, если содержание аморфного вещества в фоновом русловом аллювии р. Пахры в среднем составляет 11,4%, то в эпифитовзвеси в зоне влияния г. Подольска оно достигает 37,5%, нередко больше. Показательно, что в осадках городских сточных вод г. Подольска доля аморфного вещества в среднем составляла 31,6%, в техногенных илах, формирующихся ниже города, – 17,5%. Это, безусловно, свидетельствует о том, что поступающий со сточными водами осадочный материал играет ведущую роль в образовании речной эпифитовзвеси в зонах техногенного загрязнения, особенно в ближней зоне воздействия источников загрязнения.

Из глинистых минералов в эпифитовзвеси, например, р. Пахры в зоне влияния г. Подольска в значимых количествах были идентифицированы каолинит, хлорит, смектит, иллит – минералы, характерные также для осадков городских сточных вод и техногенных речных илов (табл. 14).

Таблица 14. Аморфное вещество и глинистые минералы в различных осадочных образованиях, бассейн р. Пахры, Московская область, %

Место	Глинистые минералы	Аморфное вещество	Основные глинистые минералы
<i>Фоновый аллювий</i>			
Верховья р. Пахры	< 0,1	11,4	Иллит
<i>Осадки городских сточных вод</i>			
г. Подольск	6,2	31,6	Каолинит, хлорит, смектит, иллит
<i>Техногенные илы, р. Пахра</i>			
100 м ниже руч. Черного	3,4	17,5	Иллит, смектит
<i>Эпифитовзвесь, р. Пахра</i>			
100 м ниже руч. Черного	4,2	37,5	Каолинит, хлорит, смектит, иллит

В эпифитовзвеси, формирующейся в р. Нуре ниже Главной канавы стоков, содержание аморфного вещества достигало 68%, кальцита – 22,6%, доля кварца не превышала 7%. Отмечено также присутствие некоторых глинистых минералов и, что характерно, муллита – типичного минерала угольной золы, в значительных количествах присутствующего в техногенных илах (в свое время в р. Нуру сбрасывались шламовые воды ГРЭС). В данном случае минеральный состав эпифитовзвеси является отражением состава различных отходов, в той или иной мере являющихся материальной основой техногенных илов, развитых в русле р. Нуры ниже г. Темиртау (табл. 15).

Таблица 15. Минеральный состав различных осадочных образований в зоне влияния г. Темиртау, Центральный Казахстан, %

Минералы	Эпифитовзвесь	Техногенный ил	Осадки городских сточных вод	Шлам карбидного производства	Зола ГРЭС
Кварц	8,6	21,5	4,8	1	13,8
Кальцит	22,6	1,8	4,8	10,3	следы
Муллит	следы	13,6	следы	следы	23
Смектиты	следы	следы	следы	следы	следы
Альбит	следы	1,9	0,5	0,5	–
Иллит	следы	следы	следы	следы	следы
Гематит	–	следы	0,5	–	–
Степень кристалличности*	32	40	17	36	37

\* Остальное приходится на аморфную (некристаллическую) массу (преимущественно на органику) или (особенно в золе ГРЭС) на «стекло».

Присутствие значительного количества карбоната кальция (кальцита) в эпифитовзвеси вполне закономерно и объясняется действием целого ряда факторов. В частности, достаточно давно установлено, что многие высшие водные растения (рдесты, элодея, роголистник, уруть и др.) способны отлагать на поверхности погруженных в воду листьев так называемые известковые корочки [38]. По имеющимся данным, заросль водных растений в 100 кг сухой массы в течение 10 часов продуцирует до 2 кг извести. Такие минеральные корочки обычно слабо связаны с поверхностью листьев и уже при жизни растений способны от них отделяться. В процессе отложения извести на листьях макрофитов могут также участвовать водоросли и бактерии. При определенных условиях известковые отложения отлагаются на поверхности клеточных оболочек или студенистых образований, покрывающих клетки, причем связь известковых отложений с слоевищем водорослей становится более прочной. Особенно распространены такие отложения у видов кладофоры (активно участвующих в образовании так называемой тины). Следующей ступенью в характере отложений кальция является большая или меньшая степень инкрустации пленок водорослей. В ходе указанных выше процессов образуются многочисленные мельчайшие (размером в среднем около 40 мкм) кристаллы карбоната кальция [38].

Отложение  $\text{CaCO}_3$  водорослями и макрофитами (кальцификация) обусловлено тем, что фотосинтетическое потребление  $\text{CO}_2$  приводит к увеличению рН и концентрации ионов  $\text{CO}_3^{2-}$  в воде; последние соединяются с  $\text{Ca}^{2+}$  и образуют осаждающийся  $\text{CaCO}_3^5$ . В пресноводных водоемах кальцификация (обызвестление) обычно встречается у Cyanophyceae (цианобактерии, или синезеленые водоросли), Dinophyceae (динофлагелляты, или динофитовые водоросли), Chlorophyceae (хлорофициевые), Charophyceae (харовые водоросли). Предполагается, что биохимический смысл отложения  $\text{CaCO}_3$  заключается в нейтрализации избытка ионов  $\text{OH}^-$ , образующихся в результате поглощения  $\text{HCO}_3^-$  из окружающей водной среды при

---

<sup>5</sup> В.И. Вернадский подчеркивал, что среди всех полученных «через живое вещество органических минералов наибольшее значение имеют карбонаты кальция. <...> Углекислый кальций выделяется в форме известняков и доломитов, главным образом в виде остатков отложения организмов, частью же в виде продуктов биохимических процессов, улавливающих кальций, растворенный в воде (водоросли, бактерии, водные высшие растения). <...> В истории кальция ясна огромная роль живого вещества. Она еще стала бы яснее, если бы я остановился на более частных ее проявлениях» [31, с. 140].

фотосинтезе [13]. Отложения арагонита (чаще всего у морских форм водорослей и макрофитов) или кальцита (у пресноводных видов) могут быть внеклеточными, межклеточными или внутриклеточными [235–238]. По мнению авторов цитируемых работ, эта изменчивость в расположении и кристаллической изоморфности говорит о том, что в разных группах водорослей действуют различные механизмы кальцификации. Тем не менее, несмотря на это различие, все системы кальцификации водорослей имеют некоторые общие черты. К ним, прежде всего, относятся необходимость соответствующего механизма зарождения кристаллов  $\text{CaCO}_3$  и стимуляция кальцификации фотосинтезом. Очень часто кристаллы карбоната кальция ассоциированы с полианионами, которые имеют полисаридную природу и, как предполагается, оказывают влияние на тот или иной тип кальцификации [13]. Межклеточная кальцификация, например, была установлена в урути (*Myriophyllum sibiricum*) из оз. Большие Тороки [104]. В частности, между клеточных стенок урути, по определенным направлениям, наблюдались агрегаты кальцита в виде одноразмерных (10 мкм) сферолитов, содержащих незначительную примесь магния (около 1%) и стронция (0,6%). По мнению авторов цитируемой статьи, форма и размеры агрегатов свидетельствуют об их одновременном зарождении и быстром росте.

С точки зрения формирования минерального состава эпифитовзвеси, особый интерес, прежде всего, представляет внеклеточная кальцификация. В данном случае на внешних стенках клеток пресноводных водорослей возникают отдельно расположенные кристаллы кальцита 6–10 мкм шириной и 6–27 мкм длиной. Какой-либо преобладающей ориентировки они не обнаруживают. Отложения кальцита образуют листоватые структуры, в которых каждый элемент представляет собой «черепицу» длиной 1,2 мкм, шириной 0,4–0,7 мкм и толщиной около 0,3 мкм [235]. Органического материала, склеивающего отдельные элементы указанной структуры практически нет, т. е. они формируются полностью вне клетки.

Формирование карбоната кальция в виде бесформенных образований, кристаллических друз, блочных агрегатов, единичных монокристаллов и экзотических форм (розочки, сферолиты и др.) отмечалось в р. Вымь (Республика Коми) на поверхности листьев рдеста [71]. На листьях рдеста отмечалось присутствие аморфного кремнезема, что объяснялось развитием на поверхности макрофитов наслоений диатомовых водорослей; были обнаружены также следы сульфата кальция и

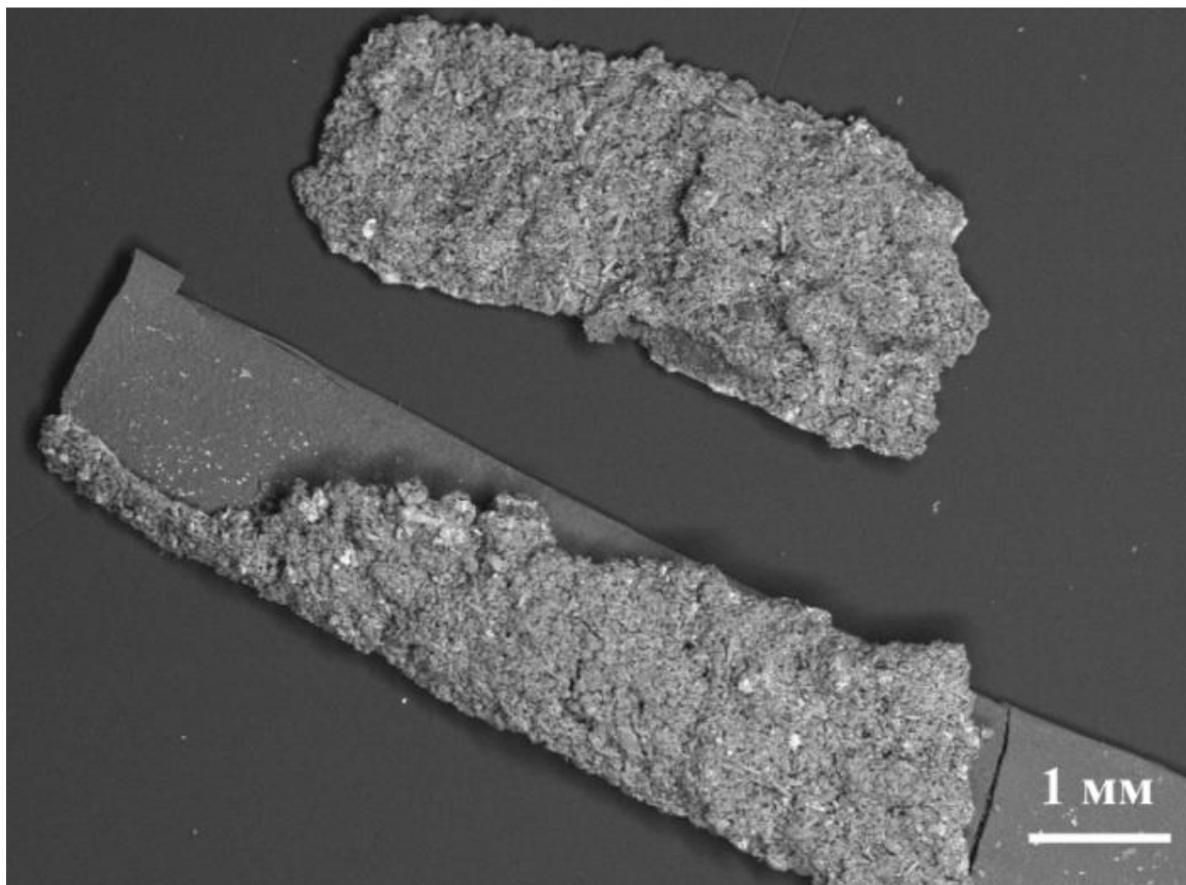
даже микровключения очень редкого кальциолангбейнита (сульфат кальция и калия из группы лангбейнита, минерал впервые был установлен среди фумарольных эксгаляций вулкана Толбачик на Камчатке).

Как отмечалось ранее, в нативных условиях, особенно в зонах техногенного загрязнения, даже слабое механическое воздействие на макрофиты приводило к выделению в окружающее водное пространство существенных количеств взвеси, слабосвязанной с растениями. Этот материал явно составляет (по массе и объему) наибольшую часть эпифитовзвеси. Со временем, судя по всему, связь твердого органоминерального материала (речной взвеси) с поверхностью растений заметно возрастает и в силу различных причин происходит относительно прочное закрепление его определенной части на поверхности макрофитов, что, очевидно, и обуславливает образование (особенно на листьях рдестов) так называемых биоминеральных корок (желтоватого или зеленовато-серого цвета) незначительной (до 1 мм, иногда больше) толщины<sup>6</sup>, нередко покрывающих значительную часть (на 80–100%) наружной поверхности листьев и достаточно легко отделяющихся от них (рис. 26). В химическом составе таких корок резко доминирует CaO (68–92%), количество SiO<sub>2</sub> меняется от 6 до 26%, всегда присутствует сера (SO<sub>3</sub> от 0,97 до 1,44%). Минеральной составляющей корок на рдестах является кальцит (CaCO<sub>3</sub>), спорадически выявлялись фрамбониды пирита, ильменита, ксенотима, кварца, выделения сульфата кальция и висмутсодержащие соединения [71]. По мнению авторов цитируемой статьи, химический состав биоминеральных корок отражает процессы осаждения карбонатов в холодной пресной воде. Кальцит, являющийся основной минеральной фазой корок, формируется в виде бесформенных образований, кристаллических друз, блочных агрегатов, единичных монокристаллов и экзотических форм (розочки, сферолиты и др.). В данном случае, по мнению указанных выше авторов, иерархическая структура кристаллов и агрегатов кальцита свидетельствует о важной роли цианобактерий, бактериальной микрофлоры, диатомовых и других микрофитов (т. е. низших микроскопических одноклеточных водорослей) в карбонатизации макрофитов. Изменяя

---

<sup>6</sup> Подобные формы нахождения минералов В.И. Вернадский называл налетами, пластинками, которые «являются тонкими пластинчатыми образованиями различных минералов, покрывающих какие-нибудь посторонние тела» [24, с. 148].

условия микросреды, они способствуют биохимической минерализации не только поверхности листьев, но и клеточных элементов рдеста.



*Рис. 26.* Общий вид биоминеральных корок на поверхности рдеста, р. Вымь, Республика Коми [71].

По данным [243], на погруженных макрофитах в природных условиях образуется (нередко в заметных количествах) дисперсный карбонат кальция, очевидно, преимущественно биогенного и отчасти, возможно, хемогенного происхождения. Осаждению карбонатов из раствора речных вод могут способствовать колебания  $\text{CO}_2$  [255], свойственные зарослям макрофитов. Выпадение в осадок вторичного кальция особенно активно может происходить во время цветения водорослей, так как они в этот период максимально сокращают содержание  $\text{CO}_2$  в воде, обуславливая осаждение минерала [88]. Поскольку в речных водах содержания кальция обычно существенно превышают уровни магния, то происходит образование главным образом низкомагнезиального кальцита.

Различные биоминеральные образования на водных растениях были отмечены на рдестах многих рек Республики Коми: Печора, Вычегда, Сысола, Мезень, Ирва, Ухта, Вымь, Ижма, Печорская Пижма,

Уса, Юнь-Яга и др. [71]. Минеральные включения (кальцита и галита, редко – карналлита и бассанита) в цианобактериях отмечались в ручье Богодельский (юг Республики Коми) в зоне влияния Сергеевского сользавода [70]. Частичная карбонатизация колоний цианобактерий рода *Rivularia* проявлялась *in situ*, а полная кристаллизация произошла *ex situ* – в связи с изменением физико-химических условий. Фоссилизированные колонии рода *Rivularia* отличались составом микроминеральных включений, что, по мнению авторов цитируемой работы, может свидетельствовать о различиях биохимических процессов в слизистых чехлах колоний. В колониях были обнаружены кристаллический кальцит, карбонатизированные псевдоморфозы облекания нитей и их отпечатки, псевдоморфозы кальцита по нитям цианобактерий. В гликокаликсе колоний цианобактерий рода *Gloeotrichia*, обитающих в пресных озерах Сейты и Вадкерос, авторы указанной выше работы отмечали формирование уэвеллита (оксалата кальция), кальцит в данном случае содержался в незначительных количествах.

Действительно, хорошо известно, что в клетках многих (в том числе, водных) растений образуются кристаллы щавелевокислой кислоты (оксалата кальция,  $\text{CaC}_2\text{O}_4$ ) [135, 175, 248, 251]<sup>7</sup>. В 1932 г. Мак-Нейр [278] представил список из 215 семейств, в которых, по меньшей мере, несколько представителей образуют кристаллы оксалатов кальция. Например, образование оксалата кальция характерно для эйхорнии отличной (водяного гиацинта) [175]. Друзы оксалата кальция отмечались на листьях горца земноводного (его водной формы) [49]. Большое количество кристаллов оксалатов кальция содержат зеленые водоросли *Penicillus* и другие близкие к этому виды [253]. Кристаллы оксалата имеют несколько различных форм (друзы – шаровидные образования, рафиды – игольчатые кристаллы, стилоиды – сильно вытянутые призмы, кристаллический песок – очень мелкие кристаллы). Образование их является одним из многих путей накопления кальция в растительных тканях. Кристаллы часто классифицируются как

---

<sup>7</sup> В начале 1920-х гг. В.И. Вернадский указывал, что с живыми организмами связаны определенные органогенные минералы – «фосфориты, селитры, карбонаты, оксалаты <...> Часть их уже раньше существовала в организме ...» [31, с. 139]. «История кальция в живом веществе как будто указывает, что кальций в организме подготавливается к целому ряду органогенных минералов» [31, с.136]. Во французском издании «Биосферы» он подчеркнул, что «кальций жизненными процессами организмов переводится в карбонаты, сложные фосфаты, значительно реже – в кальциевые оксалаты» [295, с. 180].

эксреторные вещества, но есть предположение, что часть кальция способна повторно включаться в обмен веществ [175]. Отмечается, что кристаллы оксалата кальция могут присутствовать в разных тканях растений – вегетативных, репродуктивных, запасующих, фотосинтезирующих и нефотосинтезирующих [251]. Считается [263], что главной целью образования оксалатов кальция является регулирование кальция, который изолируется внутри клетки или секретируется вне клетки в стабильной, нетоксичной форме. Не исключено, что этот процесс выполняет определенную защитную роль в снижении токсического действия тяжелых металлов на растения. Оксалат, как полагают, самая сильная кислота в растениях, он способен формировать устойчивые хелатные комплексы с Mg, Zn, Mn, Fe и другими металлами [283]. В частности, есть данные, указывающие на то, что у некоторых растений с интенсивным оксалатным обменом кадмий может аккумулироваться в клетках совместно с кальцием в виде кристаллов оксалата кальция в вакуолях [248, 276, 293]. В водяном гиацинте кадмий способен откладываться в виде нерастворимых сульфатов, включаться в кристаллы оксалата кальция [276]. Литературные данные свидетельствуют о том, что кристаллы оксалата кальция обычно образуются внутри клетки, хотя были сообщения и о внеклеточном росте [64]. Чаще всего образование кристаллов оксалата кальция связано с клеточными мембранами, камерами или включениями в клеточных вакуолях. На клеточном уровне оксалаты кальция представлены одноводным уэвеллитом и двухводным уэдделлитом.

Сказанное выше во многом, очевидно, и определяет тот факт, что кальцит является типичным минералом речной взвеси, в которой он постоянно присутствует в значимых количествах (табл. 16). Так, во взвеси р. Волги (дельта) его содержание достигало 5,2% [96]. По данным [86], содержания кальцита во взвеси дельты Волги в период весеннего половодья находились в пределах 4–6%. Показательно, что кальцит также присутствовал в аэрозолях твердых частиц (от 3,2 до 10,5% в зависимости от региона поступления воздушных масс), характерных для данного района [94]. Необходимо отметить, что промышленная пыль, поступающая в городскую среду, также заметно (нередко очень значительно) обогащена соединениями кальция [197, 217]. Хорошо также известно, что в типичных речных условиях для карбонатов характерно тяготение к наиболее тонким фракциям речных отложений [91]. В техногенных условиях карбонатные минералы в значимых количествах присутствуют в поступающей в реки в составе техногенной

взвеси. Так, осадки сточных вод и соответственно взвесь сточных вод, как было показано выше, характеризуются высокими содержаниями СаО (~ 8%). В техногенных илах, формирующихся в реках ниже сброса сточных вод города, содержание карбонатных минералов превышало 12% [206]. Повышенные содержания карбонатных минералов в осадках городских сточных вод (являющихся своеобразным минерально-геохимическим аналогом техногенной взвеси и техногенных илов) в во многом обусловлены следствием условий образования осадков в ходе биологической очистки городских сточных вод, а также применения различных химических препаратов (например, негашеной извести, хлорной извести, гипохлорита кальция) для дезинфекции последних и обеззараживания осадков сточных вод.

Таблица 16. Минеральный состав взвеси рек быв. СССР, % [63]

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.

В пределах горнорудных (горнопромышленных) районов минеральный состав речной взвеси в существенной мере формируется в результате поступления в реки материала образующихся здесь отходов (прежде всего, продуктов разложения хвостов обогатительных фабрик). Например, в районе Карабаша в зоне влияния отвалов пиритных хвостов в составе речной эпифитовзвеси были установлены пирит, аутигенный гипс, гетит, лепидокрокит, швертманнит, ферригидрит, тогда как в пределах так называемых условно фоновых участков гидросети в составе эпифитовзвеси доминировали кварц, слюда, хлорит, амфиболы, полевые шпаты [4]. Показательно также, что в эпифитовзвеси в зонах загрязнения наблюдалось существенное снижение содержания в ней количества видов микроводорослей (4 вида против 10 в фоновой зоне). Следует отметить, что в эпифитовзвеси, очевидно, может присутствовать специфическая микробиота, поступающая в составе сбрасываемых сточных вод [211].

Таким образом, не исключено, что речная эпифитовзвесь является той средой, в которой относительно активно протекают процессы современного минералообразования, особенно карбонатов кальция и некоторых аморфных минералов. Наличие в эпифитовзвеи значительного количества карбонатов кальция (особенно его новообразований) априори обуславливает возможность формирования карбонатных соединений различных химических элементов (прежде всего, тяжелых металлов) – соединений, способных к достаточно активному преобразованию в типичных условиях речной среды и относительно доступных для живых организмов. Следует также ожидать, что в речной эпифитовзвеи потенциально могут создаваться условия, которые, согласно [116], благоприятны для трансформации глинистых минералов. Не исключено также, что в зонах техногенного загрязнения в составе эпифитовзвеи могут в значимых количествах присутствовать асбестовые волокна [208].

В химическом отношении эпифитовзвесь закономерно отличается от фонового аллювия и от техногенных илов (но в относительно меньшей степени, особенно от верхних слоев последних) своеобразным составом, что особенно ярко проявляется в высоких содержаниях в ней карбонатов и в резко пониженных количествах кремнезема (табл. 17), что во многом является следствием ее минерального состава. Обращают также на себя внимание более высокие содержания в эпифитовзвеи (особенно по сравнению с фоновым аллювием) оксидов марганца и фосфора.

Таблица 17. Химический состав эпифитовзвеи, техногенных илов и фонового аллювия, р. Нура, Центральный Казахстан, %

Компонент	Эпифитовзвесь, ниже сброса стоков	Техногенные илы, ниже сброса стоков	Фоновый аллювий, верховья реки
SiO <sub>2</sub>	13,44	53,12	74,90
TiO <sub>2</sub>	0,32	0,83	0,24
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2,65	18,96	11,66
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,11	3,98	1,28
MnO	0,82	0,06	0,05
CaO	34,90	4,48	1,35
MgO	0,35	0,81	0,62
Na <sub>2</sub> O	0,41	0,87	2,94
K <sub>2</sub> O	1,01	2,12	3,36
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,56	0,24	0,07
SO <sub>3</sub>	0,95	0,78	< 0,1
CO <sub>2</sub>	26,30	1,34	0,13

Высокие содержания в эпифитовзвеси аморфного вещества (представленного преимущественно органическим веществом и минеральными новообразованиями) и тонкодисперсного литогенного материала играют, безусловно, важную геохимическую роль, поскольку во многом обуславливают основные сорбционные свойства этого биокосного образования и его способность к накоплению различных химических элементов и их соединений, включая тяжелые металлы, которые интенсивно концентрируются в эпифитовзвеси и обычно надежно фиксируют зону техногенного загрязнения (табл. 18).

Таблица 18. Химические элементы в эпифитовзвеси рек Инсар и Алатырь

Элемент	Фоновый аллювий	Эпифитовзвесь, участки отбора проб					
		I	II	III	IV	V	VI
Фтор	350	375	790	710	690	555	410
Ванадий	85	110	171	157	150	140	92
Хром	62	100	2100	600	350	300	121
Никель	35	100	320	170	150	140	90
Медь	41	61	1200	1100	360	340	110
Цинк	50	310	2100	1000	500	410	155
Мышьяк	7	8	18	13	12	9	7,5
Стронций	45	78	210	90	85	84	65
Молибден	2	4	175	58	61	35	18
Серебро	0,08	0,12	0,78	0,61	0,41	0,35	0,17
Кадмий	0,14	1,5	13,8	4,1	12	7,5	0,28
Олово	2	3	120	80	50	80	4
Вольфрам	1,3	1,8	15	6,2	4,9	3,9	2,4
Ртуть	0,02	0,04	5,2	3,2	0,75	0,19	0,11
Свинец	17	75	340	307	191	151	55

*Примечание.* Участки опробования: I – ниже г. Рузаевки; II – устье ручья Никитинского, принимающего сточные воды центральной промышленной зоны г. Саранска; III – р. Инсар, 0,5 км ниже устья ручья Никитинского; IV – р. Инсар, 50 км ниже устья ручья Никитинского; V – устье Инсара; VI – р. Алатырь, 160 км ниже ручья Никитинского.

Особенности распределения химических элементов в погруженных макрофитах и образующейся на них эпифитовзвеси в Иваньковском водохранилище, судя по всему, отражают сложившуюся локальную природную ситуацию (табл. 19). В макрофитах наиболее интенсивно накапливаются макроэлементы (особенно биофильные), которые, как известно [97], составляют основу минерального питания растений.

Таблица 19. Химические элементы в погруженных макрофитах и эпифитовзвеси, Иваньковское водохранилище, мкг/ кг сухой массы [48]

Элемент	Эпифитовзвесь	Макрофиты	$K_C$ в эпифитовзвеси относительно макрофитов	Средний состав речной взвеси [142]
Ag	0,145	0,06	19,1	0,3
Al	1600	4250	0,4	86300
As	3,53	3,41	1,0	14
Ba	332	24	13,8	500
Ca	229000	49226	4,7	26000
Cd	0,125	0,01	12,5	0,5
Ce	6,5	1,94	3,4	68
Co	0,5	0,63	0,8	19
Cr	1,3	3,40	0,4	85
Cu	3,7	5,70	0,7	45
Fe	1700	1861	0,9	50300
K	3300	29528	0,1	21500
La	2,9	0,86	3,4	32
Li	8,7	0,96	9,1	35
Mg	600	9767	0,1	14400
Mn	800	759	1,1	1150
Mo	0,1	0,07	1,4	1,8
Na	600	7013	0,1	8200
Nd	0,64	0,82	0,8	29
Ni	1,94	1,63	1,2	50
P	500	4849	0,1	1000
Pb	2,07	0,92	2,3	25
S	0,09	2808	0,0	0,12
Sc	0,37	0,24	1,5	14
Sr	607	122	4,9	150
Ti	44,4	450	0,1	3900
V	3,15	0,44	7,2	120
Y	1,4	0,72	1,9	25
Yb	0,11	0,055	2,0	2,5
Zn	15,1	10	1,5	130

Тем не менее многие металлы (Ag, Ba, Cd, Li, V, Pb) отличаются заметно более высокими содержаниями в эпифитовзвеси по сравнению с макрофитами; не исключено, что они в той или иной мере поступают в водоем из техногенных источников загрязнения и/или связаны с региональными потоками их атмосферного переноса от промышленных зон. Обращают на себя внимание достаточно высокие содержания кальция в эпифитовзвеси Иваньковского водохранилища,

существенно превышавшего его уровни в макрофитах. Это, как показано выше, является своеобразной геохимической особенностью данного компонента водной среды. Повышенные уровни стронция в эпифитовзвеси могут объясняться его вхождением в известковые корки, образующиеся на макрофитах.

В заливе Лиственничном (Южный Байкал) в эпифитовзвеси концентрации значительной части изученных авторами цитируемой статьи химических элементов (в вытяжках, извлекаемых раствором лимонной кислоты) были заметно выше, нежели в донных отложениях (табл. 20).

Таблица 20. Химические элементы в вытяжках (раствор лимонной кислоты) из отложений и эпифитовзвеси, залив Лиственничный, Юж. Байкал, мкг/л [90]

Элемент	Донные отложения	Эпифито-звесь	$K_C$ в эпифитовзвеси относительно донных отложений
Бор	4,01	15,0	3,7
Натрий	420	1660	3,9
Магний	440	1570	3,6
Алюминий	65,3	13,8	0,2
Кремний	530	670	1,3
Фосфор	41,8	108	2,6
Сера	720	1380	1,9
Хлор	79	2000	25,3
Калий	450	4800	10,7
Кальций	2203	7800	3,5
Титан	2,74	0,42	0,2
Марганец	15,7	155	9,9
Железо	180	57	0,3
Кобальт	0,47	1,43	3,0
Никель	0,99	4,10	4,1
Медь	9,19	15,5	1,7
Цинк	1,84	13,2	7,2
Бром	11,6	31,0	2,7
Рубидий	0,51	0,92	1,8
Стронций	15,1	53,0	3,5
Кадмий	0,013	0,046	3,5
Йод	1,57	3,30	2,1
Барий	6,06	56,0	9,2
$\Sigma$ РЗЭ	0,75	1,56	2,1
Свинец	0,80	1,73	2,2
Торий	0,025	0,051	2,0
Уран	0,62	0,13	0,2

Характерным является существенно более низкие (по сравнению с донными отложениями) содержания в эпифитовзвеси залива Лиственничный таких типичных литофильных элементов, как алюминий, железо и титан, и более высокие концентрации кальция, магния и стронция.

В эпифитовзвеси р. Ромашки, принимающей сточные воды Сибирского химического комбината, накапливался  $^{90}\text{Sr}$  (до 10,1 Бк/кг сухой массы) [93].

Эпифитовзвесь характеризуется очень высокими концентрациями таких типичных «техногенных поллютантов», как нефтепродукты и бенз(а)перен (табл. 21). Не исключено, очевидно, присутствие в ней и многих других органических поллютантов техногенного происхождения. Например, в обрастаниях прибрежных районов озера Байкал, р. Ангары и некоторых рек, впадающих в озера, установлены высокие концентрации бенз(а)перена и других полихлорированных углеводородов (ПАУ) (табл. 22). В техногенных илах, формирующихся в реках в зонах влияния промышленных городов, содержатся разнообразные органические соединения, поступающие со сточными водами и поверхностным стоком с хозяйственно освоенных территорий [204]. При взмучивании техногенных илов они, безусловно, могут (в составе взвешенных веществ) включаться в миграцию и накапливаться в эпифитовзвеси.

Таблица 21. Нефтепродукты и бенз(а)пирен в осадках сточных вод (ОСВ) г. Подольска, фоновом аллювии, техногенных илах и эпифитовзвеси, мг/кг

Компоненты	Фоновый аллювий	Техногенные илы		Эпифитовзвесь		ОСВ
		Пахра	Петрица	Пахра	Петрица	
Нефтепродукты	< 50	750	4300	6000	8500	16200
Бенз(а)пирен	< 0,01	0,03	1,41	0,08	1,85	0,14

*Примечание.* Пахра – в зоне влияния г. Подольска, Петрица – в зоне влияния пос. Львовский и г. Климовска.

Таблица 22. Среднее содержание полиаренов ПАУ в обрастаниях мелководной зоны побережья оз. Байкал (в районе пос. Култук и Слюдянка), рек Ангары и Топка, нг/г сухой массы [121]

Полиарены	Култук	Слюдянка	Исток Ангары	Топка
Сумма ПАУ	119,1	10,3	283,4	91,9
Бенз(а)пирен	8,3	0,3	0,5	0,6
Канцерогенные арены	61,8	3,6	8,5	12,3
2-3-ядерные арены	19,7	4,8	13,8	61,8

По данным Г.В. Ким [73], изучавшей водоросли перифитона Телецкого озера, на озерных макрофитах вместе с водорослями в большом количестве осаждаются минеральные, органические частицы и даже песок, формируя эпифитовзвесь. Установлено, что соотношение массы озерной эпифитовзвеси и массы макрофита меняется от 0,47 до 25,07, закономерно увеличиваясь для макрофитах с более расчлененной поверхностью. Изменение массы эпифитовзвеси на макрофитах с однотипной поверхностью (с плоскими или сильно расчлененными листьями) на разных участках озера позволило автору цитируемой статьи сделать следующее предположение: если основной поток взвешенных частиц поступает с берега, то масса эпифитовзвеси наибольшая у берега, если же взвешенных частиц поступает больше из открытой части озера, то масса эпифитовзвеси больше в зарослях, граничащих с открытой водой. Доля живых клеток водорослей в эпифитовзвеси макрофитов, развитых в зонах волновой нагрузки, ниже, составляла всего 2%, тогда как на спокойных участках водоема она находилась в пределах 30–90%.

Таким образом, в техногенных условиях вещественный состав речной эпифитовзвеси во многом определяется участием в ее формировании техногенной взвеси, материала техногенных илов (особенно их верхних слоев) и биогенного материала, продуцируемого макрофитами, перифитоном и фитопланктоном. В общем случае эпифитовзвесь характеризуется своеобразным вещественным (гранулометрическим, минеральным, химическим) составом. В структуре эпифитовзвеси, формирующейся в сгущениях речных макрофитов, в первом приближении следует различать собственно эпифитовзвесь, относительно слабо связанную с водными растениями (с их листьями и стеблями), и эпифитовзвесь, уже достаточно прочно связанную с поверхностью макрофитов (например, так называемые биоминеральные корки). Важной особенностью минерального состава эпифитовзвеси является высокое содержание в ней аморфных веществ, присутствие значимых количеств глинистых минералов и особенно кальцита, а также ряда других (часто редких или специфичных только для зон техногенного загрязнения) минералов (в частности, муллита) и минеральных новообразований. Эпифитовзвесь заметно отличается от фонового руслового аллювия и (в относительно меньшей степени) от основной массы техногенных илов своеобразным петрохимическим составом (высокие содержания карбонатов кальция, повышенные – оксидов марганца и фосфора, существенно пониженные – кремнезема). Высокие содержания в

эпифитовзвеси аморфного вещества и тонкодисперсного литогенного материала играют важную геохимическую роль, поскольку обуславливают высокие сорбционные свойства этого биокосного образования и его способность к накоплению органических и неорганических веществ. С этой точки зрения, эпифитовзвесь играет роль своеобразного геохимического барьера, является, особенно в техногенных условиях, областью концентрирования тяжелых металлов и органических веществ и той средой, в которой протекают процессы современного минералообразования. Наличие в эпифитовзвеси карбонатов кальция априори обуславливает возможность формирования карбонатных соединений химических элементов, способных к преобразованию в типичных условиях речной среды и относительно доступных для живых организмов. В эпифитовзвеси потенциально могут создаваться условия, благоприятные для трансформации глинистых минералов.

## **4.2. Техногенные геохимические аномалии в эпифитовзвеси**

Техногенные геохимические аномалии, свойственные загрязненным рекам освоенных районов, в большинстве случаев отличаются полиэлементным составом, т. е. повышенным (аномальным) накоплением в том или другом компоненте речной среды (например, в донных отложениях, речной взвеси, в эпифитовзвеси) определенной группы химических элементов. Такую группу химических элементов, характеризующую состав геохимической аномалии (в сущности, состав техногенного загрязнения) и, соответственно, геохимический (миграционный) поток, связанный с источником или несколькими источниками техногенного воздействия на исследуемый водоток, называют техногенной геохимической ассоциацией [190].

Эпифитовзвесь – наряду с техногенными илами – также является ареной развития интенсивных техногенных геохимических аномалий, характеризуемых определенными соответствующими техногенными геохимическими ассоциациями. Так, 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 [183, 184, 191, 201] (табл. 23).

Таблица 23. Геохимические ассоциации в элифитовзвеси и техногенных илах рек Инсар и Алатырь в зоне влияния г. Саранска

Уча- сток	Компо- нент	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-Sn-Cr-Zn	Pb-Cu	Ni-W-Ag-Sr	As-F-V-Ga	865
II	1	–	Cd-Hg-Sn	Cu-Mo	W-Ag-Zn-Ni	Cr-Pb-V-Ga	175
	2	Hg	Sn	Cd-Mo-Cu-Cr- Pb-Zn-Ag	Ni-W	F-V-As-Sr-Ga-Bi	310
III	1	–	–	Cd-Sn	Cu-Zn-Mo-Ag	Hg-Cr-Ni-Pb-W-Ga-V-Bi	48
	2	–	Mo-Cd-Ag-Hg	Sn-Zn-Pb	Ni-W-Cu-Cr	F-As-V-Cr-Ga-Bi	215
IV	1	–	–	–	Cd-Mo-Sn-Cu	Pb-Zn-Cr-Ag-Ni-W-Cd-Hg	25
	2	–	Cd-Sn	Mo-Zn	Cu-Hg-Pb-W-Ni- Ag-Cr	F-V-Bi-Sr	145
V	1	–	–	–	Mo	Zn-Pb-Ni-Ag-Sn-Cu-V-Hg	15
	2	–	–	–	Hg-Mo-Zn-Pb- Mn	Ni-Co-Sn-Ag-Cd-W-Cr-Cu	31
OCB [189]		Cd-Sn-Ag	Zn-Mo-Hg-W-Cu	Cr-Bi-Pb-Ni	As-F-Yb	B-Sr-Be	890
BCB [189]		Cd-Mo-Sn	Ag-Zn-Hg-Bi	Cu-W	Ni-Cr-P-Pb-Sb	As-Sr-Be-F	1020

*Примечание.* Участки опробования (здесь и табл. 25): 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 – элифитовзвесь; ОСВ – осадки городских сточных вод, образующиеся на общегородских очистных сооружениях; ВСВ – взвесь сточных вод, поступающих в р. Инсар с указанных очистных сооружений.

Можно считать, что с точки зрения качественного (элементного) состава в изученных реках прослеживается единая геохимическая аномалия. Это закономерно, поскольку состав геохимических ассоциаций, установленных для эпифитовзвеси и техногенных илов, во многом 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 загрязняющих веществ в речную сеть.

Таким образом, качественный состав техногенных геохимических аномалий (состав техногенного загрязнения) достаточно надежно выявляется при изучении как техногенных илов, так и речной эпифитовзвеси. Однако изучение химического состава именно эпифитовзвеси позволяет более точно установить состав техногенного загрязнения. Например, фтор, являясь аниогенным элементом и обладая относительно 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 в период исследований поступали 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). Тем не менее в донных отложениях его техногенные 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 прослеживается и для мышьяка.

Одновременно эпифитовзвесь отличается и более высокими концентрациями химических элементов, входящих в состав выявленных ассоциаций, т. е. техногенные геохимические аномалии проявляются в ней интенсивнее, нежели в техногенных илах, что находит отражение в значениях суммарного показателя загрязнения. К тому же, если русловые отложения (накапливающиеся в них поллютанты), как правило, 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 образующейся на них эпифитовзвеси накапливаются загрязняющие вещества,

мигрирующие в реке в течение относительного 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 Инсара (табл. 23), который отличается быстрым течением и геоморфологическими условиями, в общем случае мало благоприятными для аккумуляции осадочного 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 многих тяжелых металлов, что свидетельствует об их активной миграции в русле реки в период исследований. Аналогичная ситуация наблюдалась и в устье Инсара, где широко развиты опесчаненные разновидности техногенных илов. Здесь техногенные аномалии заметно ярче проявились именно 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.

Даже в реке большего порядка (например, в р. Сура) на 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. 24).

Таблица 24. Геохимические ассоциации в эпифитовзвеси и отложениях р. Суры

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 г. Пензы, песок илистый	Sn-Pb	Zn-Cr-Ag-Cu	Ni-Mo-V-Ga-Sc	P-Mn-Sr	60

Характерно проявление слабых аномалий скандия (до 3–4  $K_C$ ) в донных отложениях реки Суры и их отсутствие в эпифитовзвеси, что

может указывать на возможное техногенное поступление этого химического элемента (например, со сточными водами г. Пензы) в прошлые годы. Не исключено также, что данный факт отражает такую специфическую особенность поведения скандия, как присутствие его преимущественно в составе крупнообломочных фракций речных отложений и соответственно относительно слабый переход во взвешенное состояние.

Очень показательны сопоставление распределения и интенсивности концентрирования тяжелых металлов в различных компонентах рек Инсар и Алатырь (табл. 25). Оно свидетельствует о том, что наиболее резко техногенные геохимические аномалии проявились в зоне максимального загрязнения – в устьевой части ручья Никитинского, принимающего сток центральной промышленной зоны г. Саранска (участок I).

Таблица 25. Молибден, кадмий и свинец в различных компонентах водной среды

М	$K_C$ химических элементов относительно фона														
	Эпифитовзвесь			Макрофиты			Техногенные илы (0–60 см)			Вода					
	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Раствор			Взвесь		
	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb
I	31	77	11	4,0	60	3	130	308	8	40	8	3,0	450	255	3,1
II	17	25	8	2,0	20	2	15	74	2,9	25	3	2,3	10	15	2,0
III	50	23	1,9	5,0	11	1,5	7	29	2,5	15	3	2,1	5	5	1,5
IV	11	38	5	1,5	8	1,1	5	8	2	10	2	2,0	4	2	1,2
V	4,5	2,9	1,4	1,5	1,5	1,4	3,3	1,1	2,1	5	1	1,0	1,5	1	1,0

Примечание. М – участок опробования, см. табл. 23.

В р. Инсар, непосредственно ниже устья ручья Никитинского, в результате процессов разбавления сточных вод речными и разубоживания техногенного материала природным концентратом тяжелых металлов в воде, взвеси и донных отложениях заметно снижаются. Аналогичное явление наблюдается и для макрофитов, в которых уменьшаются уровни содержания молибдена и свинца; исключение составляет кадмий, который, видимо, активно поглощается водными растениями. В ходе миграции химических элементов вниз по реке происходит дальнейшее закономерное снижение интенсивности их концентрирования в изученных компонентах речной среды. Однако во всех случаях и на всех участках рек Инсар и Алатырь техногенные аномалии химических элементов наиболее интенсивно, как правило, проявились 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 осадочного материала (прежде всего, техногенной взвеси, поступающей в составе сточных вод) в системе Инсар-Алатырь; с другой – о высокой информативности речной эпифитовзвеси как компонента-индикатора техногенного воздействия, позволяющего выявить указанный процесс и установить дальность миграции загрязняющих веществ.

Особенности распределения в эпифитовзвеси 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 существующего загрязнения. Так, ближний к г. Саранску участок речного русла 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. В общем случае зона техногенного воздействия на реки Инсар и Алатырь прослеживается практически на 160 км.

Эпифитовзвесь интенсивно концентрирует тяжелые металлы в зонах влияния горнорудных (горно-металлургических) предприятий. Например, в эпифитовзвеси некоторых рек окрестностей г. Карабаша (переработка медной руды) интенсивно концентрировались кадмий ( $K_C$  более 100), цинк (более 30), медь (более 30), свинец (более 10) железо ( $K_C$  более 3) [4].

Таким образом, изучение химического состава эпифитовзвеси позволяет определить современный (сезонный) уровень техногенного загрязнения водотоков, 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 (особенно с практической точки зрения), прежде всего, факты существующего загрязнения водной массы и активной миграции загрязняющих веществ в водотоках.

### 4.3. Формы нахождения тяжелых металлов в эпифитовзвеси

Изучение форм нахождения тяжелых металлов в эпифитовзвеси представляет интерес, прежде всего, с точки зрения оценки их миграционной подвижности и потенциального участия в биогеохимических процессах. Как было отмечено выше, для выделения основных групп форм нахождения металлов (в эпифитовзвеси, донных отложениях, осадках городских сточных вод) применялась методика последовательной селективной обработки образцов серией вытяжек, что позволяет (в определенной мере условно) выделить группу легкоподвижных (карбонатные, сульфатные, обменно-сорбированные) форм, группу органоминеральных форм (связанных с органическим веществом отложений) и группу так называемых остаточных форм (металлы, связанные с гидроксидами железа, марганца, алюминия, с решетками глинистых и обломочных минералов, сульфидами). Следует отметить, что органоминеральные формы металлов и металлы, связанные со «свежими» гидроксидами железа и марганца, обладают относительно повышенной подвижностью в типичных условиях речной среды.

Исследования, выполненные в окрестностях Саранска, показали следующее (табл. 26) [183, 185, 191, 192]. В фоновом аллювии для изученных металлов резко преобладала группа остаточных форм, что 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. В осадках сточных вод (ОСВ) баланс основных групп форм нахождения металлов (особенно для кадмия) иной. В целом отмечается увеличение доли более подвижных форм металлов, что особенно проявлено для кадмия. В эпифитовзвеси в условиях местного фона (участок выше г. Саранска) 50% кадмия присутствует в виде «прочих форм» и 40% в виде легкоподвижных (судя по всему, преимущественно карбонатных и, отчасти, сорбционных и обменных) форм. Формирование сорбционно-карбонатных и обменных форм в речной взвеси типично для этого металла [114, 147]. Активному образованию собственно карбонатных форм способствует, безусловно, обогащение эпифитовзвеси карбонатом кальция. В зоне максимального загрязнения (табл. 26, 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).

Таблица 26. Формы нахождения металлов в эпифитовзвеси, техногенных илах, фоновом аллювии и осадках городских сточных вод (ОСВ)

Участок	Вал, мг/кг	А		Б		Остаток	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
Кадмий							
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	37,2	19,6	52,7	6,8	18,1	10,8	29,2
Аллювий	0,13	0,001	0,8	0,001	0,8	0,128	98,4
Медь							
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	866	28,2	3,3	193	22,3	644,8	74,4
Аллювий	33	0,36	1,1	3,14	9,5	29,5	89,4
Кобальт							
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	8,4	1,11	13,2	1,3	15,5	5,99	71,3
Аллювий	7	0,2	2,5	0,7	10	6,1	87,5

Примечание. А – легкоподвижные формы (извлекаемые ацетатно-буферной смесью), Б – органоминеральные формы (перекись водорода), остаток – остаточные формы; мг/кг – удельная концентрация; % – доля от вала; 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; аллювий – верховья Инсара (местный фон).

В ходе дальнейшей миграции количественные соотношения различных форм нахождения кадмия меняются (табл. 26, 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 осадках городских сточных вод. По мере удаления от города наблюдается направленная трансформация баланса форм нахождения, что проявляется в значительном увеличении доли прочих форм (включая, видимо, «связывание» кадмия гидроксидами железа и марганца) 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, очевидно, 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 техногенных 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.

Совершенно иначе ведет себя медь (табл. 26), 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. По мере удаления от города наблюдается увеличение относительного содержания органоминеральных форм меди. 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 (на что указывает 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 руч. Никитинского аналитические структуры выделяемых групп форм в эпифитовзвеси 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 форм нахождения меди в техногенных илах, что, например, может быть связано с формированием в них органоминеральных соединений этого металла.

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. 26). Однако в условиях загрязнения происходит существенное изменение баланса выделяемых групп форм. Так, в зоне максимального загрязнения возрастает относительное количество его «прочих» и, в меньшей степени, легкоподвижных форм. Аналогичная аналитическая структура форм нахождения характерна и для техногенных илов, накапливающихся в устьевой зоне руч. Никитинского. Вниз по течению (участок III) 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) вновь наблюдается увеличение доли его «прочих форм», что, безусловно, связано с процессами разубоживания техногенного материала природным. Поставка кобальта со сточными водами с городских очистных сооружений, видимо, не имеет принципиального значения для его распределения в реке.

Таким образом, присутствие в эпифитовзвеси существенных количеств легкоподвижных (особенно карбонатных) форм тяжелых металлов определяет их высокую потенциальную усвояемость организмами перифитона и, очевидно, непосредственно макрофитами, а также вероятность их интенсивной десорбции в водную массу, особенно при изменении окружающих условий (например, при колебаниях минерализации, снижении рН, уменьшении мутности воды вниз по течению, а также в результате разнообразных биогеохимических процессов, свойственных речным условиям, в том числе, местам сгущения макрофитов).

#### 4.4. Особенности распределения ртути в эпифитовзвеси

В группе тяжелых металлов особое место принадлежит ртути, занимающей одно из первых мест практически во всех известных списках приоритетных загрязняющих окружающую среду химических веществ. Во многом это связано с ее уникальными эколого-геохимическими и эколого-токсикологическими свойствами: вездесущностью, разнообразием форм миграции и нахождения и спецификой их преобразования в природных и техногенных условиях, повышенной возможностью перераспределения и биоконцентрирования в среде обитания, широким и разносторонним спектром негативных воздействий на человека, другие живые организмы и их популяции. Ртуть является типоморфным элементом техногенных геохимических аномалий, формирующихся в промышленно-урбанизированных, горнорудных и сельскохозяйственных районах, поскольку поступает в окружающую среду с выбросами, сточными водами и твердыми отходами самых разнообразных производств и видов человеческой деятельности [146, 181, 187, 197, 205]. Именно с интенсивным загрязнением окружающей среды ртутью было связано формирование наиболее экстремальных (катастрофических) экологических ситуаций, известных в настоящее время. Сказанное в значительной мере и обуславливает актуальность изучения особенностей поступления, процессов распределения и специфики поведения ртути в водных экосистемах, что, в свою очередь, требует своевременного и надежного выявления зон ртутного загрязнения с использованием самых разнообразных компонентов-индикаторов.

Эпифитовзвесь оказалась очень эффективным компонентом-индикатором техногенного загрязнения водных систем 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. Так, согласно [114], коэффициент распределения ртути между взвешенными в воде веществами (взвесью) и водным раствором составляет  $1,34-1,88 \times 10^5$ . Таким образом, с взвешенными частицами (размером  $<20-0,45$  мкм) связано примерно в  $10^5$  больше ртути, чем с растворенными формами этого металла, независимо от природы взвешенного в воде материала. Авторы

цитируемой работы справедливо полагают, что сорбция ртути взвешенными частицами и их последующая седиментация играют важную роль в удалении этого металла из водных масс.

Изучение особенностей концентрирования ртути в различных компонентах рек Инсар и Алатырь показало [186, 192, 201], что эпифитовзвесь отличается наиболее интенсивным и устойчивым (в пространственном отношении) проявлением техногенных геохимических аномалий этого металла на протяжении почти 160 км ниже Саранска (табл. 27).

Таблица 27. Ртуть в различных компонентах рек Инсар и Алатырь

Уча- сток	Эпифито- взвесь		Макро- фиты		Техноген- ные илы		Вода			
	мг/кг	$K_C$	мг/кг	$K_C$	мг/кг	$K_C$	Взвесь		Раствор	
							мкг/л	$K_C$	мкг/л	$K_C$
1	15	500	0,3	6	4,8	240	0,41	5	0,10	2
2	5	170	0,2	4	0,9	45	0,25	3	0,06	1,2
3	1	33	0,1	2	0,05	2,5	0,08	1	0,05	1
4	0,15	5	0,05	1	0,03	1,5	0,08	1	0,05	1
5	0,03	1	0,05	1	0,02	1	0,08	1	0,05	1

*Примечание.* Участки: 1 – устье ручья Никитинского, дренирующего промышленную зону, 2 – р. Инсар, 1 км ниже руч. Никитинского, 3 – р. Инсар, 50 км ниже руч. Никитинского, 4 – р. Алатырь, 160 км ниже руч. Никитинского, 5 – фоновый (верховья р. Инсар).

Геохимические аномалии ртути в других изученных компонентах речной среды (вода, илы, макрофиты) фиксировались главным образом только лишь в непосредственной близости от города (вблизи 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 техногенного загрязнения. Более информативны данные по распределению ртути в техногенных илах, но они, как уже не раз отмечалось выше, отражают многолетнее воздействие источников загрязнения на речные системы. В данном случае 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 (в летнюю межень, точнее, в вегетационный период макрофитов).

Иная ситуация наблюдалась в р. Нура [179, 181, 186, 188, 194]. Здесь, техногенная взвесь, поступавшая в р. Нуры с очистных сооружений по Главной канаве стоков, отличалась чрезвычайно высокими концентрациями ртути (табл. 28). В техногенных илах и эпифитовзвеси также фиксировались очень высокие концентрации ртути, в десятки и сотни раз превышающие ее фоновые уровни.

Таблица 28. Ртуть в твердом взвешенном веществе, р. Нура, г. Темиртау, мг/кг\*

Створ опробования	Среднее	Максимальное
<i>За 8-дневный период наблюдений</i>		
Сбросной канал**	209	481
Нура, 0,1 км ниже	80	219
Нура, 6 км	62	140
Нура, 16 км	74	200
Нура, 30 км	61	200
<i>Разовое опробование</i>		
Нура, 50 км	12	—
Нура, 55 км	8	—
Нура, 60 км	9	—
Нура, 105 км	30	—

\* Средняя (глобальная) концентрация ртути во взвеси река мира оценивается в 0,077 мг/кг [142].

\*\* Устье Главной канавы стоков.

Наиболее резко ртуть накапливалась в техногенных илах, особенно в пределах ближнего к городу участка русла (табл. 29, рис. 27). Отмечалась и несколько различная пространственная картина распределения ртутного загрязнения в реке, регистрируемая техногенными илами и эпифитовзвесью. В частности, если в эпифитовзвеси максимальные валовые концентрации ртути фиксировались непосредственно вблизи места сброса сточных вод, то в техногенных илах – на удалении примерно в 6–10 км. Отмеченные явления закономерны и объясняются различными условиями образования техногенных илов в русле реки и осаждения речной взвеси на макрофитах.

Ртутьсодержащие техногенные илы, суммируя эффект длительного техногенного воздействия, отражали пространственную структуру загрязнения, сложившуюся в р. Нура за примерно 40-летнюю деятельность химического завода, в том числе за тот период, когда поставка этого металла в реку со сточными водами 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 наблюдалось особенно сильное концентрирование ртути в илах, характеризовался благоприятными для осадконакопления условиями (наличие меандр, островов, многочисленных затонин и т. п.), в том числе для осаждения тонких фракций речных наносов, 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% [181].

Таблица 29. Ртуть в эпифитовзвеси (1) и техногенных илах (2) р. Нуры

Ниже ГКС, км	Компонент	Ртуть, вал, мг/кг	$K_c$	Выход ртути (в % от вала) при различных интервалах температуры, °С				
				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

*Примечание.* Для илов приведены данные по верхнему слою (0–60 см); значком \* отмечен слой илов 120–170 см; ГКС – Главная канава стоков, по которой осуществлялся сброс сточных вод с очистных сооружений.

Заметное увеличение общих концентраций ртути в эпифитовзвеси на участке реки, удаленном от ГКС примерно на 20 км (см. рис. 27), 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 отличались развитием значимых скоплений техногенных илов с высокими содержаниями ртути, что, отчасти, находит отражение на графике распределения в них этого металла.

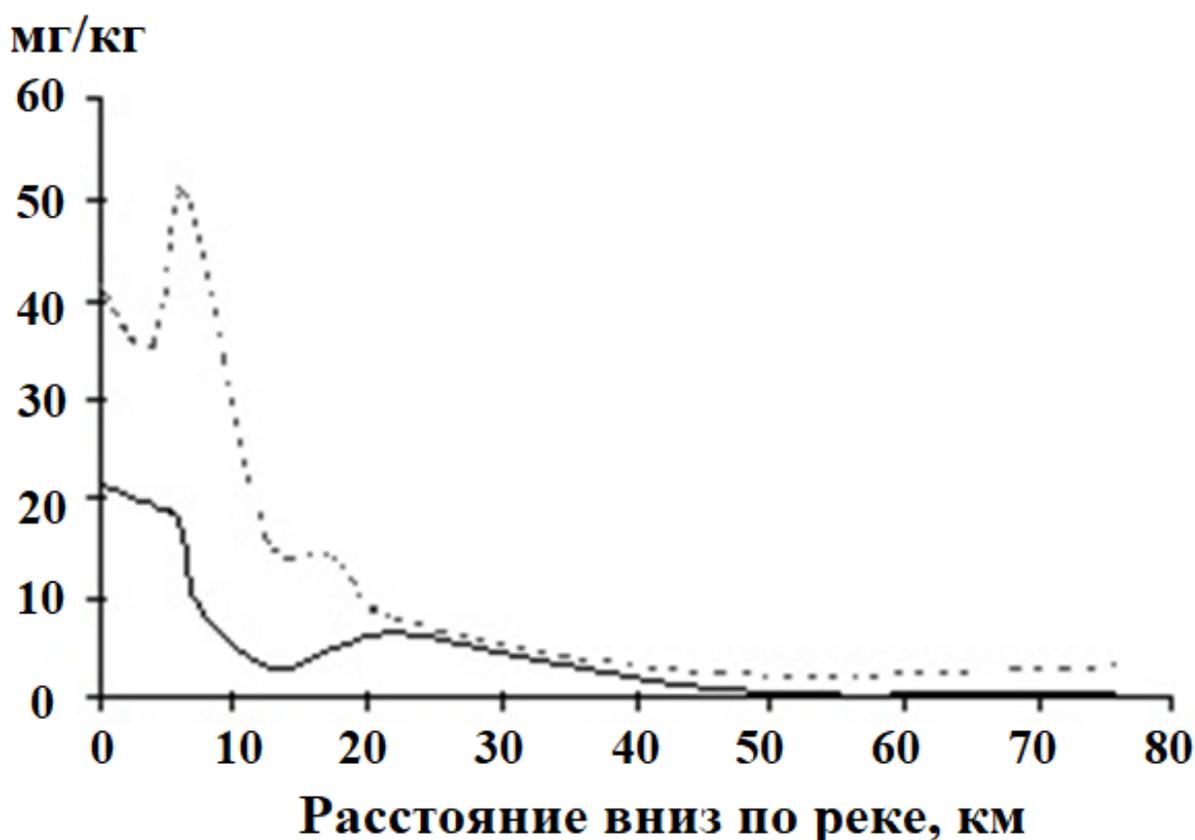


Рис. 27. Распределение ртути в эпифитовзвеси (сплошная линия) и техногенных илах (точки) реки Нуры.

Значение техногенных илов как источников вторичного загрязнения воды, эпифитовзвеси и водных растений ртутью в определенной мере иллюстрируется следующими данными (табл. 30). 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 в воду ртути). Как известно, ряска малая является

свободно плавающим водным растением, поэтому способна поглощать (в данном случае) 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 30. Интенсивность накопления ртути в ряске малой (*Lemna minor* L.) в зависимости от уровня ее содержания в техногенных илах р. Нуры [179]

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 водных растениях из р. Нуры в десятки и сотни раз превышали ее фоновые значения [179, 181]. 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 стоков) 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. Как уже говорилось, речные 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. Использованный для этих целей метод термического разложения, к сожалению, не дает прямой информации о формах нахождения данного металла в исследуемых образцах, а минералого-геохимическая интерпретация получаемых результатов в определенной мере условна, поскольку нельзя однозначно каждый температурный максимум выхода ртути связывать с тем или иным ее

соединением. Не существует и единого мнения в идентификации выделяемых при различных температурных интервалах форм ртути [35, 54, 67, 154, 161, 162]. Общим, пожалуй, является тот факт, что большинство исследователей отождествляет с низкотемпературными (температура нагрева образца до 150–200<sup>0</sup>С) фракциями ртути ее наиболее подвижные (с геохимической точки зрения) формы (элементарная ртуть [67], «свободная» ртуть [154] и, видимо, легкорастворимые органические соединения ртути), а с высокотемпературными (> 350–400<sup>0</sup>С) – прочносвязанные формы (сульфидную и изоморфную ртуть [67, 154, 162]). Промежуточное положение занимают физически сорбированная и хемосорбированная формы ртути [154]. Установлено также, что значимое выделение ртути из природных образцов (минералы, горные породы, естественные почвы, русловой аллювий) при температуре ниже 100<sup>0</sup>С наблюдается чрезвычайно редко [35, 154], тогда как для техногенно загрязненных почв, техногенных илов, промышленных шламов, осадков городских сточных вод и т. п. практически всегда фиксируется выход существенной доли подобной фракции ртути [120, 187, 188] (рис. 28).

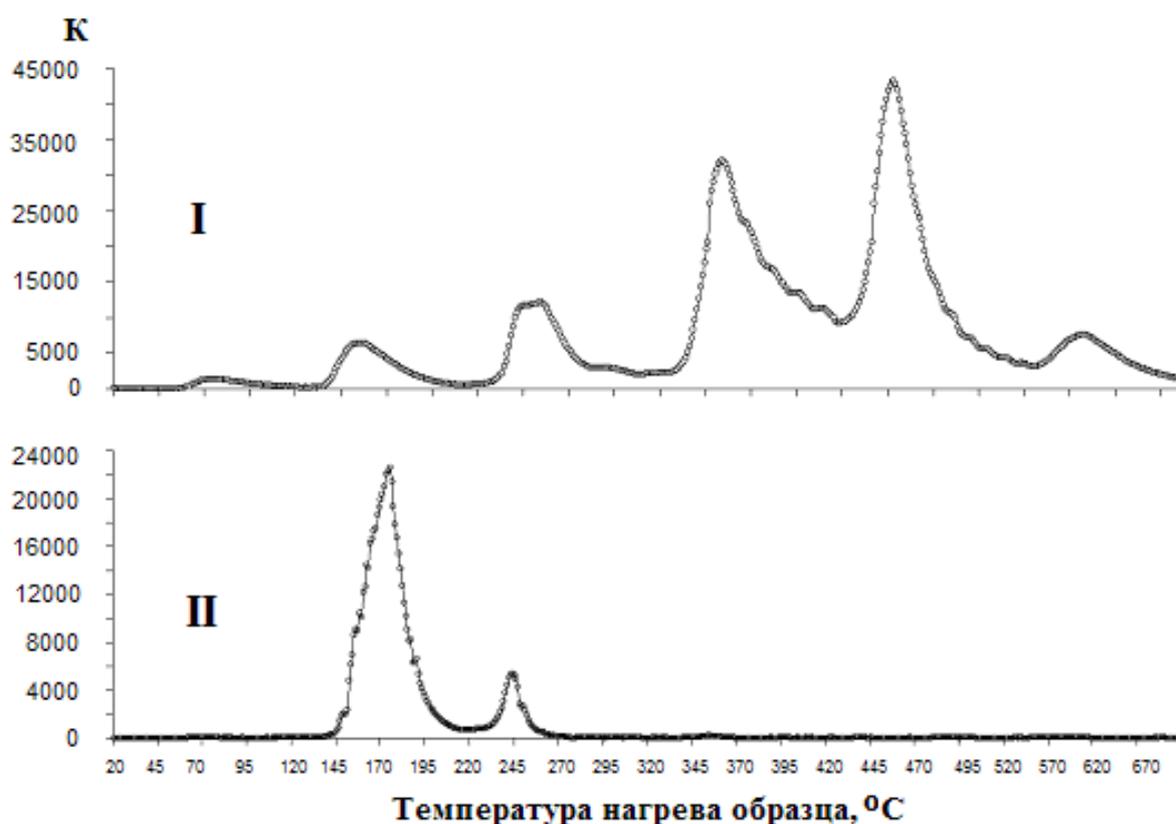


Рис. 28. Кинетика выхода ртути из различных образцов: I – руда, золоторудное месторождение «Олимпиада», Красноярский край; II – техногенный речной ил, р. Нура, Центральный Казахстан; К – выход ртути, условные единицы [120].

Тем не менее, с позиций оценки потенциальной миграционной способности ртути в условиях техногенного загрязнения, указанный метод имеет определенные достоинства [36, 37, 186–188, 214]. В общем случае можно условно различать пять групп соединений («форм, состояний, фракций») ртути, отвечающих соответствующим температурным интервалам нагрева образца (табл. 29, рис. 29): очень мобильные (температура выхода < 100<sup>0</sup>С), мобильные (100–200<sup>0</sup>С), относительно устойчивые (200–300<sup>0</sup>С), устойчивые (300–400<sup>0</sup>С), очень устойчивые (> 400<sup>0</sup>С) формы.

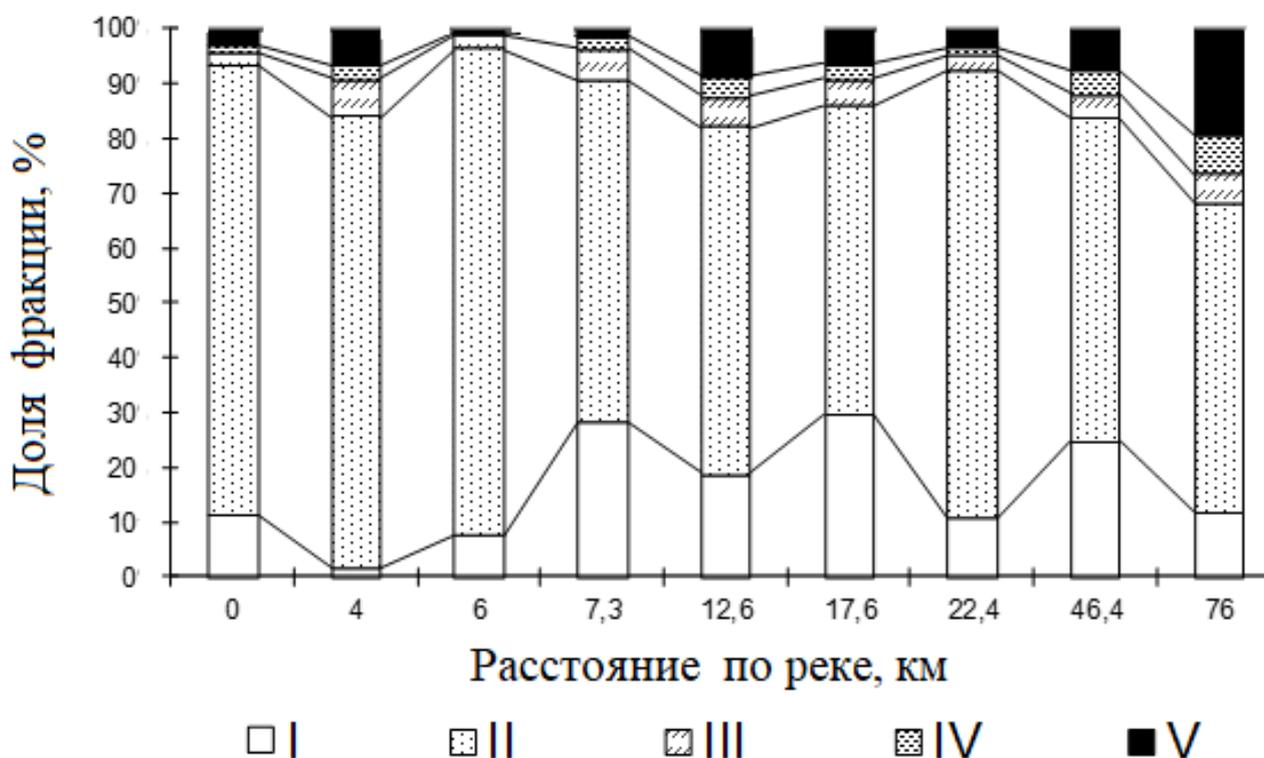


Рис. 29. Формы нахождения ртути в эпифитовзвеси р. Нуры в зоне влияния г. Темиртау: I – очень мобильные; II – мобильные; III – относительно устойчивые; IV – устойчивые; V – очень устойчивые.

Как следует из данных, приведенных в табл. 29, вблизи г. Темиртау (первые 6–7 км) ртуть в эпифитовзвеси находится преимущественно в мобильных формах. Вниз по руслу (при закономерном снижении валовых концентраций) отмечается существенное увеличение относительного содержания очень мобильных форм (соответствующих температурной фракции < 100<sup>0</sup>С) и, в значительно меньшей степени, очень устойчивых форм металла. Практически аналогичное соотношение различных «температурных фракций» ртути фиксируется в верхних (0–60 см) слоях техногенных илов, в которых по мере

удаления от города также происходит увеличение доли ее очень мобильных форм. Различия с эпифитовзвесью проявляются в том, что в верхних горизонтах техногенных илов (наиболее динамичной их части) отмечается менее значимое возрастание доли более устойчивых форм металла, тогда как в глубоких слоях илов в результате диагенетических процессов наблюдается выраженная трансформация мобильных форм ртути в ее намного более устойчивые (видимо, сульфидные) соединения.

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.

Судя по всему, 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. 31). Так, в ходе очистки сточных вод и затем при последующей миграции и перераспределении ртути в окружающей среде происходит трансформация ее форм нахождения, что, как правило, проявляется в заметном увеличении относительного содержания геохимически подвижных (активных) соединений этого металла. 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, образующихся на очистных сооружениях, 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 составляют 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 [222]) пойменных почвах доля очень мобильных форм ртути снижается до 1,6%; здесь уже доминируют мобильные формы этого металла (около 81%) и заметно возрастает относительное количество его устойчивых и очень устойчивых соединений.

Таблица 31. Распределение ртути в различных осадочных образованиях

Объект	Вал, мг/кг	Выход ртути (% от вала) при различных температурах, С°				
		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

*Примечание.* Шлам – поля усреднения очистных сооружений г. Темиртау; ОСВ – иловые карты, там же; эпифитовзвесь – р. Нура ниже места сброса стоков, поступающих с очистных сооружений г. Темиртау; ил – р. Нура, там же; почва – пойма ниже г. Темиртау, заливаемая в половодье и паводки.

Таким образом, речная эпифитовзвесь является эффективным компонентом-индикатором интенсивности и протяженности зон техногенного загрязнения рек ртутью, а также реально происходящих в их руслах процессов миграции данного 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 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 поступления этого токсичного металла в водные растения, а также при изучении его распределения в пищевых цепях.

## **5. Экологическое значение и биогеохимическая роль эпифитовзвеси**

Эпифитовзвесь, как неотъемлемый компонент сгущений макрофитов, играет, безусловно, определенную (но пока еще малоизученную) роль не только в жизни макрофитов, но и в экологии и геохимии речных систем в целом. Она, прежде всего, может нарушать газовый обмен подводных листьев макрофитов, который, как известно [135], совершается через всю поверхность листа, и оказывать влияние на интенсивность фотосинтеза и на рост растений. В частности, считается, что поверхности погруженных частей макрофитов окружены вязким подслоем, поток которого ламинарный и параллельный поверхности листа [270]. Этот вязкий подслоя является основным ограничением диффузии газов в растение и из него [233]. Слои перифитона (особенно водорослей) действуют как гидравлически гладкие поверхности, где измеренная толщина вязкого подслоя увеличивается линейно с толщиной обрастаний, прикрепленных к поверхности листа макрофитов [266]. Таким образом, любое увеличение толщины этого слоя из-за отложения тонкодисперсного осадочного материала на поверхности листьев растений увеличит расстояние, на которое растворенные газы ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$ ) должны диффундировать, что значительно снизит скорость фотосинтеза [233, 266].

Есть сведения, что осаждение частиц взвеси на фотосинтетический аппарат водных растений способствует уменьшению количества света, доступного растению снизу [266]. Отмечается также, что в целом степень ослабления поступающего к растению света зависит от концентрации и непрозрачности частиц осадка. Так, если частицы полупрозрачны, то они могут даже улучшить прохождение света через перифитон, действуя как проводник через более оптически плотные, особенно водорослевые, части формирующегося слоя отложений [271]. Обращалось внимание и на то, что речная взвесь способна оказывать механическое воздействие на макрофиты (вплоть до их

повреждения) [267]. В любом случае все выше названные явления требуют изучения.

Высшая водная растительность способна извлекать химические элементы как из водной массы, так и из донных отложений. По имеющимся данным, погруженные растения обычно накапливают бóльшие количества различных химических веществ, нежели полупогруженные [45, 94, 117, 227, 239, 254]. Это может свидетельствовать о существенном поглощении химических элементов растениями непосредственно из водной толщи. Действительно, довольно долго считалось, что макрофиты извлекают и накапливают преимущественно химические элементы, растворенные в воде, и практически не реагируют на их взвешенные формы. Исследования последних лет указывают на то, что водные растения способны поглощать металлы и из взвешенно-коллоидного материала, присутствующего в водной толще и осаждающегося на поверхности макрофитов [114, 165].

Химические элементы, содержащиеся в эпифитовзвеси, следует, очевидно, рассматривать как составную часть потоков веществ, поступающих в пищевую цепь и участвующих в биогеохимических процессах. При этом, в общем случае, необходимо различать две стороны механизма их связывания макрофитами и организмами перифитона: а) извлечение химических элементов непосредственно из основной массы эпифитовзвеси и в) извлечение химических элементов из биоминеральных корок, образующихся на листьях макрофитов.

Известно, что окружающая растительные клетки слизь активно адсорбирует тяжелые металлы [160]. В техногенных условиях этому, судя по всему, способствует значительная обогащенность эпифитовзвеси аморфным веществом, особенно органическим. 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 [284]. Это приводит, с одной стороны, к еще большему увеличению содержаний химических элементов в эпифитовзвеси (как отмечалось выше, микроскопический эпифитон, в сущности, является неотъемлемой частью эпифитовзвеси). Есть сведения, что использование макрофитов в качестве растений-индикаторов загрязнения водной массы 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 [114, 165]. С другой стороны, неоднородное (по продольному профилю реки) распределение некоторых химических элементов в эпифитовзвеси [192] может быть обусловлено не только влиянием вторичных источников поступления поллютантов и физико-химическими преобразованиями вещества эпифитовзвеси, но и пространственно-временными изменениями качественного и количественного состава биоценозов обрастаний. Не исключено, что пространственно-временная динамика биологического состава речного микроскопического перифитона играет определенную роль в регулировании содержаний металлов в эпифитовзвеси.

Поглощение тяжелых металлов многими растениями из внешней среды в определенной мере осуществляется посредством начальной пассивной адсорбции [56, 114]. 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, поскольку эпифитовзвесь, содержащая значительные количества металлов, создает их избыток в окружающем растительные и животные клетки пространстве. Не исключено, что сразу после адсорбции металлов на поверхности макрофитов, особенно слизью, 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 [269]. Химические элементы, присутствующие на листьях наземных растений в виде так называемого верхнего аэрозольного покрытия, способны проникать в листья через устьица [56]. Влияние прижизненных растительных метаболитов на накопление химических элементов пресноводными растениями также достаточно велико, но проявляется различно. В частности, растительные метаболиты могут способствовать увеличению накопления одних металлов и снижению поступления в растения других [89, 92]. Особенно легко водорослями усваиваются химические элементы,

связанные с коллоидальными частицами. Например, 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 [160]). Н.К. Христофорова и др. [165] 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 [231]. Например, после соскабливания верхних слоев стеблей в фукусах заметно снижались концентрации железа и марганца [241, 242]. Не исключено, что в данном случае удалялись биоминеральные корки, формирующиеся на поверхности водных растений.

Активное осаждение взвешенных частиц и коллоидов гидроксида железа на поверхности макрофитов подтверждено экспериментами [234]. Следует отметить, что очень высокие концентрации железа и марганца (при значительной вариации их содержаний) в макрофитах, о которых сообщается в литературе [99, 114], 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 [98] 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 биоминеральных корок.). 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 связанные с ними эпифитовзвесь и биоминеральные корки, содержащие гидроксиды железа и марганца. В статье [155] подчеркивается, что группа погруженных в воду растений отличается наибольшей зольностью, что, по мнению авторов цитируемой работы, обусловлено высоким сорбционным свойством их стеблей и листьев, накапливающих эпифитовзвесь. В данном случае, очевидно, при подготовке проб растений эпифитовзвесь (особенно ее минеральная составляющая) также была не полностью с них удалена, что априори должно приводить к увеличению показателей зольности.

Авторы [46] установили, что более интенсивное концентрирование металлов погруженными макрофитами (по сравнению с водно-болотными надводными и полупогруженными растениями) обусловливается активным накоплением на их листьях эпифитовзвеси, являющейся дополнительным (наряду с водной массой и донными отложениями) источником поставки химических элементов в растения. По данным [157], прочносвязанная с макрофитами эпифитовзвесь может вносить определенную ошибку (в сторону увеличения) при химико-аналитических исследованиях распределения в макрофитах кобальта, меди, свинца и кадмия. Сопреженное изучение распределения металлов в разных макрофитах и связанной с ними эпифитовзвеси (в р. Москве и некоторых ее притоках) показало, что между концентрациями металлов в эпифитовзвеси и макрофитах существуют положительная корреляция [39, 166]. Наиболее сильно она проявлена для железа, никеля, цинка и меди ( $r = 0,6-0,8$ ), в существенно меньшей степени – для кадмия ( $r = 0,15$ ). Хром, марганец, кобальт и свинец занимали среднее положение ( $r = 0,37-0,57$ ). Практически всегда содержания металлов в эпифитовзвеси превышали их уровни в макрофитах (в 3–12 раз).

С.А. Патин и др. [127], выясняя поглощение и накопление  $^{54}\text{Mn}$  и  $^{65}\text{Zn}$  одноклеточными водорослями, сделали вывод о фиксации указанных металлов клетками последних вследствие локального повышения рН 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 растениями  $\text{CO}_2$  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. Немаловажным является и тот факт, как показано выше, что определенная доля тяжелых металлов присутствует в эпифитовзвеси в виде относительно подвижных (геохимически активных) соединений, легко подверженных растворению в условиях подкисления пограничного с клетками слоя среды и, таким образом, доступных для растений. По мнению [84], 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 [84]), 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. 32). Интересно, что наибольшие значения  $K_C$  в макрофитах характерны для кадмия и цинка, что, возможно, является следствием процессов, установленных С.А. Патиным и др. [127] и о которых говорилось выше.

Таблица 32. Коэффициенты концентрации тяжелых металлов в макрофитах (1) и эпифитовзвеси (2) р. Инсар [192]

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.

С экологической точки зрения, как уже не раз отмечалось выше, 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 эколого-токсикологической опасности. В частности, образование эпифитовзвеси на растительных поверхностях будет не только приводить к существенному сокращению притока солнечной энергии к фотосинтезирующим клеткам растений и тем самым нарушать процесс синтеза хлорофилла, но и 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 [225]. Активное образование эпифитовзвеси в зонах загрязнения оказывает, судя по всему, 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. Как справедливо заметили В.А. Косятова и Д.О. Эйнон [84], в условиях усиления техногенного воздействия на водные объекты весьма важными представляются все вопросы, связанные с влиянием загрязняющих веществ на эпифитон и взаимозависимостью различных параметров эпифитона и абиогенных факторов среды. В частности, водная масса в пределах зарослей макрофитов отличается заметными суточными колебаниями величины рН, что связано с высокой активностью биологических процессов в дневное время [144]. Это может оказывать определенное влияние на поведение химических элементов, связанных с эпифитовзвесью.

В свое время В.И. Вернадский обратил внимание на необходимость специального изучения химического состава воды «сгущений жизни», а не только бедной жизнью основной воды водоемов [28]. Действительно, в нативных условиях речной экосистемы в общем объеме пространства, занимаемого зарослями макрофитов, преобладает вода, состав которой, очевидно, будет не совсем адекватен составу

речной воды основного потока. В формировании состава воды таких зон сгущения жизни (зарослей макрофитов) в речной экосистеме особую роль играет, судя по всему, и эпифитовзвесь. Изучение состава такой воды и выяснение роли эпифитовзвеси в этом процессе – задача дальнейших исследований.

Эпифитовзвесь, особенно обогащенные органическим веществом ее хлопьеобразные (аморфные) скопления, столь характерные для зон техногенного загрязнения, вполне могут являться той средой, где осуществляются процессы метилирования ртути (и, возможно, ряда других химических элементов – серебра, мышьяка). Например, относительно недавно была установлена важная роль перифитонных сообществ, распространенных в эверглейдах («вечные болота», «болотистая низина») Флориды, в метилировании ртути [247]. Натурными и экспериментальными исследованиями доказана роль перифитона (включая эпифитон), связанного с корнями макрофитов, распространенных в пойменных озерах бассейна Амазонки, в метилировании ртути [256–258, 275, 279, 285]. Было показано, что связанный с корнями перифитон является важной геохимической 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 [286]. Доля метилртути (достигающая 1,55–8,33%) от общей ртути в эпифитоне коррелировала с содержаниями в нем 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. 33). Подстилка из плавающих макрофитов была тем местом, где метилртуть надежно обнаруживалась в воде (до 3–22% от общей ртути в растворе вод), тогда как в других местах ее доля была менее 4% [285]. Доля метилртути от общей ртути в эпифитном материале, собранном на корнях *Paspalum* sp. (гречка, или паспалум), образующих подстилку, изменялась от 1,5 до 8,3% и коррелировала с содержанием органического углерода и общего азота.

По данным [258], в пойменных озерах реки Тапажос (бассейн Амазонки) корни прикрепленных макрофитов *Paspalum* sp. С плавающими листьями являлись важнейшим местом метилирования ртути, особенно сильно колонизированные перифитоном (темпы образования

метилртути оценивались в 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 реки Амазонки, оценивалась авторами цитируемой работы в среднем в 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) [305]. Авторы цитируемой работы указывают на активно идущие в перифитоне процессы метилирования.

Таблица 33. Концентрации метилртути и темпы метилирования на пойме р. Тапажос [286]

Компонент	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 постилка	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 затопляемых почв.

Таким образом, можно предположить, что в условиях техногенного загрязнения эпифитовзвесь является тем компонентом речной среды, где (потенциально) могут относительно активно осуществляться процессы метилирования ртути, интенсивность концентрирования которой в эпифитовзвеси, как было показано выше, нередко намного выше, нежели в других компонентах речной экосистемы. Повышенное накопление ртути отмечалось, например, и в эпифитовзвеси Дубоссарского водохранилища на р. Днестр в зоне влияния Резинско-

Рыбницкого промышленного комплекса, включающего два крупных цементных завода и металлургическое предприятие [113].

Необходимо отметить, что образование речной эпифитовзвеси и интенсивное концентрирование в ней широкого круга химических элементов в определенной мере способствуют временному удалению (изъятию) их из водного миграционного потока, что, отчасти, играет определенную положительную роль в детоксикации водной среды. Так, установлено [226], что в ходе деструкции отмерших макрофитов в течение года (с октября по сентябрь) разлагается только лишь примерно 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 отмерших тростника и камыша все еще оставались неразложившимися [137]. Таким образом, не исключено, что содержащиеся в полуразложившихся макрофитах (и в связанной с ними эпифитовзвеси) химические элементы на относительно длительный срок могут исключаться из круговорота веществ, существующего в данной 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 временных водоемов и стариц [240] и, в определенной степени, на состав пойменных почв, а также, как отмечалось выше, являться местом образования метилртути. Тем не менее осенью при опадании 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, аккумулировала 1,5 кг «чистого» кадмия, а высвобождение его из растений после отмирания последних, по расчетам авторов цитируемой статьи, способно было повысить содержание данного химического элемента в растворе озерных вод на 1 мкг/л [277]. Показано [137], 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 химические элементы, связанные с эпифитовзвесью.

Таким образом, эпифитовзвесь является полноправным элементом образуемых макрофитами сгущений жизни в речной экосистеме, с которым связан определенный трофический уровень; она играет своеобразную и, возможно, нередко существенную роль в перераспределении и миграции химических элементов, в трансформации их основных форм нахождения, в протекающих в реках биогеохимических процессах, в процессах метилирования ртути. Несомненно, что существующие подходы к моделированию распределения и действия тяжелых металлов в водных экосистемах должны учитывать факт их «концентрированного» присутствия в эпифитовзвеси. Безусловно, со всех точек зрения необходимость дальнейшего изучения биогеохимической роли речной эпифитовзвеси и ее участия в биогенной миграции химических элементов очевидна.

## Заключение

Эпифитовзвесь является своеобразным компонентом речной среды и представляет собой осадочное образование, которое формируется в результате осаждения (механического закрепления, прилипания, сорбция) на листьях и стеблях макрофитов (особенно гидрофитов) речной взвеси и участия в этом процессе органоминерального вещества, продуцируемого водными растениями и связанными с ними гидробионтами. Это явление наиболее типично для рек техногенных ландшафтов, воды которых обычно отличаются высокой мутностью. В реках умеренного климата, характерного для большей территории России, эпифитовзвесь существует практически в течение всего вегетационного периода макрофитов. Образование эпифитовзвеси происходит (в той или иной степени) и в реках субарктического и даже арктического климата. В реках тропического и экваториального климата эпифитовзвесь способна, судя по всему, существовать круглый год.

Главными источниками осадочного материала, формирующего речную эпифитовзвесь, являются техногенная взвесь и (в определенной степени) техногенные речные илы, широко развитые в зонах загрязнения. Техногенный осадочный материал, поступающий в реку со сточными водами, характеризуется специфическим петрохимическим составом, высокими концентрациями органических веществ, тяжелых металлов и других химических элементов, а также существенными количествами их геохимически подвижных форм нахождения. Взмучивание техногенных илов (в результате действия разных факторов) также обуславливает поступление в водный поток специфического по составу осадочного материала, который включается в миграционные процессы и участвует в образовании эпифитовзвеси. Геохимические условия аллювиальной среды техногенного осадконакопления в целом благоприятны для развития различных процессов (сорбции, коагуляции, соосаждения), играющих важную роль в выведении химических элементов и их соединений из миграционного потока.

Образование эпифитовзвеси происходит в существенной мере за счет гидравлического осаждения переносимых водным потоком твердых частиц, их захватывания водной растительностью, в результате прилипания и сорбции речной взвеси на поверхности макрофитов, особенно на их листьях. Собственно гидравлическое осаждение взвеси во многом обусловлено хорошо известным явлением – резким снижением

скорости течения в растительном слое по сравнению со скоростью водного потока вне растительности. Это вызвано тем, что в пределах растительного слоя на водный поток оказывают влияние сопротивление растительности и трение по дну. Активному осаждению (захватыванию) речной взвеси, ее прилипанию и сорбции способствуют также общее строение водных растений, своеобразная форма и свойства их листьев и стеблей (которые у многих макрофитов имеют сильно развитую губчатую ткань, обладающую высокими сорбционными свойствами). Закреплению взвеси на стеблях и особенно на листьях макрофитов содействуют различные растительные выделения (экзометаболиты), образование слизистой пленки и т. п. В этом процессе существенную роль играет развивающийся на поверхности макрофитов перифитон, при участии которого образуются слизистая пленка и хлопьеобразные скопления из микроорганизмов, налеты, наросты, пряди и космы бактерий и грибов. В свою очередь, на указанные слизистые пленки и хлопьеобразные скопления оседают личинки и взрослые формы различных беспозвоночных, существенно увеличивая тем самым сорбционные свойства растительных зарослей. В условиях малых скоростей течения воды и достаточно высокого уровня содержания доступных питательных веществ в зарослях макрофитов могут бурно развиваться нитчатые водоросли (формирующие так называемую тину), что также способствует перехвату транспортируемых водным потоком твердых наносов.

Эпифитовзвесь вполне может рассматриваться в качестве особого (в терминологии В.И. Вернадского) «мелкого биокосного тела». В общем случае в структуре этого мелкого биокосного тела, формирующегося в сгущениях речных макрофитов, в первом приближении следует различать эпифитовзвесь, относительно слабо связанную с водными растениями (с их листьями и стеблями), и эпифитовзвесь, достаточно прочно закрепленную на поверхности макрофитов (особенно так называемые биоминеральные корки, образующиеся на поверхности листьев).

Речная эпифитовзвесь обычно представляет собой своеобразное осадочное образование, состоящее в основном из тонкодисперсного литогенного материала и органического вещества (в том числе, рассеянного), нередко примерно в равной пропорции. Это во многом определяется преимущественным «захватом» макрофитами тонких частиц речной взвеси и взвешенного органического вещества (включая детрит), а также участием в формировании эпифитовзвеси биогенного

материала, продуцируемого макрофитами, перифитоном и планктоном. Отмеченные факты в существенной мере и обуславливают особенности вещественного состава и основные геохимические характеристики данного биокосного тела.

Важнейшей особенностью минерального состава эпифитовзвеси является малая доля кварца (8–10%), высокое содержание аморфных веществ (до 68%), присутствие значимых количеств глинистых минералов (до 4% и более) и особенно кальцита (до 22% и более), а также ряда других (часто редких или специфичных только для зон техногенного загрязнения) минералов (в частности, муллита) и минеральных новообразований. Эпифитовзвесь заметно отличается от фонового руслового аллювия и (в относительно меньшей степени) от основной массы техногенных илов своеобразным петрохимическим составом (высокие содержания карбонатов кальция, повышенные – оксидов марганца и фосфора, существенно пониженные – кремнезема). Высокие содержания в эпифитовзвеси аморфного вещества и тонкодисперсного литогенного материала играют важную геохимическую роль, поскольку обуславливают высокие сорбционные свойства этого биокосного образования и его способность к активному накоплению различных органических и неорганических веществ. С этой точки зрения, эпифитовзвесь, особенно в техногенных условиях, является своеобразным геохимическим барьером, областью концентрирования многих химических элементов и их соединений (содержания которых в десятки и даже сотни раз превышают фоновые уровни), а также средой, в которой протекают процессы современного минералообразования. Она играет определенную и, может быть, даже важную роль в перераспределении ртути в речной среде (особенно с точки зрения вероятности образования органических соединений этого металла). Интенсивное концентрирование тяжелых металлов в эпифитовзвеси следует учитывать при оценках их поступления в водные растения, организмы перифитона и планктона, а также при изучении распределения химических элементов и их соединений в пищевых цепях.

Присутствие в эпифитовзвеси значительных количеств карбонатов кальция априори обуславливает возможность формирования сорбционно-карбонатных и собственно карбонатных соединений различных химических элементов, особенно тяжелых металлов, способных к активному преобразованию в типичных условиях речной среды и относительно доступных для живых организмов. Не исключено также,

что в эпифитовзвеси могут создаваться условия, благоприятные для трансформации глинистых минералов.

Эпифитовзвесь, накапливая химические элементы, как правило, интенсивнее, чем другие компоненты водной среды, является эффективным компонентом-индикатором масштабов техногенного загрязнения речных систем тяжелыми металлами, другими химическими элементами и органическими веществами (нефтепродуктами, ПАУ и др.). Изучение химического состава эпифитовзвеси и связанных с ней геохимических ассоциаций позволяет определить современный (сезонный) уровень техногенного загрязнения водотоков, установить интенсивность, дальность и направленность миграции химических элементов в речной системе. При определенных условиях эпифитовзвесь служит относительно эффективным компонентом для выяснения вторичного влияния техногенных илов на водную среду и изучения процессов размыва русловых отложений.

С организационно-технической точки зрения отбор и подготовка проб эпифитовзвеси к последующим анализам намного проще, нежели отбор и подготовка проб донных отложений, воды, гидробионтов. Для получения эпифитовзвеси в принципе не имеет значение вид растения, поскольку она интенсивно осаждается на различных представителях макрофитов. Тем не менее особенно результативен отбор эпифитовзвеси, фиксируемой погруженными растениями (гидрофитами, т. е. настоящими водными растениями), встречающихся в речных биотопах даже на относительно твердых субстратах, где движение воды препятствует усиленному накоплению илистых отложений. После несложной предварительной подготовки образцов эпифитовзвеси в конечном счете исследуется твердый материал, идентичный речной взвеси или донным отложениям. Современные химико-аналитические методы позволяют достаточно быстро и надежно определять в подобных материалах широкий круг химических элементов, исследовать их формы нахождения, изучать гранулометрический и минеральный состав. Как правило, механизмы осаждения речной взвеси на макрофитах в равнинных реках достаточно схожи, что позволяет сравнивать между собой по интенсивности загрязнения, особенностям поведения и закрепления тяжелых металлов и других химических элементов не только отдельные участки одного и того же водотока, но и разные реки. Не исключено, что эпифитовзвесь может оказаться эффективным индикатором при проведении геохимических работ, связанных с поисками месторождений полезных ископаемых, а также при осуществлении

разномасштабного геохимического картирования различных по своей функциональной значимости территорий.

Безусловно, эпифитовзвесь является полноправным элементом образуемых макрофитами сгущений жизни в речной экосистеме, с которым связан определенный трофический уровень и который играет своеобразную роль в перераспределении химических элементов, в трансформации их основных форм нахождения, в протекающих в реках биогеохимических процессах, а также в биогеохимии и экогеохимии речных систем в целом. С геохимической точки зрения, химические элементы, связанные с эпифитовзвесью, вполне могут рассматриваться как проявление так называемой третьей формы их биогенной миграции, т. е. (по В.И. Вернадскому) миграции атомов, производимой организмами, но генетически и непосредственно не связанной с вхождением или прохождением атомов через их тело.

Существующие подходы к моделированию поведения химических элементов и их соединений в речных экосистемах должны учитывать факт их «концентрированного» нахождения в эпифитовзвеси, что определяет необходимость дальнейшего изучения ее экологической роли и биогеохимических особенностей в природных и техногенных условиях. Особое внимание должно быть обращено на выявление возможной роли эпифитовзвеси в процессах метилирования ртути и некоторых других химических элементов.

## Литература

1. *Алексеевский Н.И.* Формирование и движение речных наносов. – М.: Изд-во МГУ, 1998. – 202 с.
2. *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., 30 мая – 2 июня 2006 г., Миасс, Челябинская область. – Челябинск: Библиотека А. Миллера, 2006, с. 28–29.
3. *Аминов П.Г.* Изучение состава эпифитовзвеси для индикации горнопромышленного техногенеза // Вестник ОГУ, 2008, № 6, с. 93–100.
4. *Аминов П.Г.* Биогеохимия тяжелых металлов при горнопромышленном техногенезе (на примере Карабашской геотехнической системы, Южный Урал): Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Новосибирск, 2010. – 21 с.
5. *Аминов П.Г., Лонцакова Г.Ф.* Опыт использования состава перифитонных обрастаний в качестве индикатора процессов горнопромышленного техногенеза (Южный Урал) // Геология и геоэкология: исследования молодых. Мат-лы XVI конф. молодых ученых, посв. памяти члена-корреспондента профессора К.О. Кратца, г. Апатиты, 15–18 ноября 2005 г. – Апатиты, 2005, с. 331–334.
6. *Ачкасов А.И.* Распределение микроэлементов в агроландшафтах Московской области: Автореф. дис.... канд. географ. наук. – М., 1987. – 25 с.
7. *Балоде М.Я., Гайле М.Я., Зандмане А.К. и др.* Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия. – Рига: Зинатне, 1981. – 166 с.
8. *Баранова А.Г., Бikuнова 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.
9. *Беляева П.Г.* Структура фитоперифитонных сообществ в речных экосистемах (Обзор) // Известия ПГПУ им. В.Г. Белинского, 2011, № 25, с. 484–492.
10. *Беляева П.Г.* Роль фитоперифитона в продукции органического вещества и круговороте азота в речных экосистемах (обзор) // Гидробиологический журнал, 2013, т. 49, № 3, с. 13–26.
11. *Бенинг А.Л.* К изучению придонной жизни реки Волги. – Саратов: Сарполиграфпром, 1924. – 398 с. (Монографии Волжской биологической станции Саратовского общества естествоиспытателей, № 1).
12. *Беркович К.М., Чалов Р.С., Чернов А.В.* Экологическое русловедение. – М.: ГЕОС, 2000. – 332 с.
13. *Билан М.И., Усов А.И.* Полисахариды известковых водорослей и их влияние на процесс кальцификации // Биоорганическая химия, 2001, т. 27, №1, с. 4–20.
14. Биологический энциклопедический словарь. – М.: Сов. энциклопедия, 1989. – 864 с.
15. *Бобров А.А., Чемерис Е.В.* Речная растительность на севере Европейской России: предварительные результаты // Экосистемы малых рек:

биоразнообразии, экология, охрана: Лекции и материалы Всерос. школы-конф. (п. Борок, 18–21 ноября 2008 г.). – Борок: Изд-во ООО «Ярославский печатный двор», 2008, с. 76–79.

16. *Боровков В.С.* Руслые процессы и динамика речных потоков на урбанизированных территориях. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 286 с.

17. *Бурдин К.С.* Основы биологического мониторинга. – М.: Изд-во МГУ, 1985. – 158 с.

18. *Буренков Э.К., Янин Е.П., Кижанкин С.А. и др.* Эколого-геохимическая оценка состояния окружающей среды г. Саранска. – М.: ИМГРЭ, 1993. – 115 с.

19. *Буховец Т.Н.* Эколого-флористическая характеристика водной растительности бассейнов рек Ипути и Десны (в пределах Брянской области): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Брянск, 2010. – 21 с.

20. *Быкова С.Н., Борисовская Е.В., Виноградов Г.А.* Влияние некоторых макрофитов и нитчатых зеленых водорослей на сукцессию микроперифитонных сообществ // Поволжский экологический журнал, 2010, № 3, с. 241–253.

21. *Варминг Е.* Ойкологическая география растений. Введение в изучение растительных сообществ: Пер. с нем. – М., 1901. – 542 с.

22. *Варгот Е.В.* Прибрежно-водная флора русла Суры в ее среднем течении // Вестник Мордовского ун-та. Серия «Биол. науки», 2008, № 2, с. 24–30.

23. *Варгот Е.В.* О многолетней динамике некоторых водных растений в условиях Республики Мордовия // Гидробиология 2015: Мат-лы VIII Всероссийской конференции с международным участием по водным макрофитам, п. Борок, 16–20 октября 2015 г. – Ярославль: Филигрань, 2015, с. 78–81.

24. *Вернадский В.И.* История минералов земной коры. Т. 1. Вып. 1. – Пг.: НХТИ, 1923. – 208 с.

25. *Вернадский В.И.* Биосфера. – Л.: НХТИ, 1926. – 147 с.

26. *Вернадский В.И.* Эволюция видов и живое вещество // Природа, 1928, № 3, с. 227–250.

27. *Вернадский В.И.* История минералов земной коры. Т. 2. История природных вод. Ч. 1. Вып. 2. – Л.: ОНТИ-ХИМТЕОРЕТ, 1934, с. 203–402.

28. *Вернадский В.И.* Проблемы биогеохимии. I. Значение биогеохимии для познания биосферы. – Л.: Изд-во АН СССР, 1934. – 47 с.

29. *Вернадский В.И.* Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. – М.: Наука, 1965. – 374 с.

30. *Вернадский В.И.* Живое вещество. – М.: Наука, 1978. – 358 с.

31. *Вернадский В.И.* Очерки геохимии. Лекции, прочитанные в Академии наук в Петрограде в 1921 г. // Труды по геохимии. – М.: Наука, 1994, с. 7–158.

32. *Вернадский В.И.* Собрание сочинений: в 24 т. Т. 10. Научная мысль как планетное явление / науч. ред. и сост. акад. Э.М. Галимов. – М.: Наука, 2013. – 475 с.

33. *Винников С.Д., Проскураков Б.В.* Гидрофизика. – Л.: Гидрометеиздат. 1988. – 248 с.

34. *Винберг Г.Г.* Первичная продукция водоемов. – Минск: Изд-во АН БССР, 1960. – 329 с.

35. 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.
36. 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.
37. 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.
38. Воронихин Н.Н. Растительный мир континентальных водоемов. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1953. – 410 с.
39. Выбоч С.С., Крупина М.В., Хромов В.М. Накопление тяжелых металлов как показатель загрязнения вод // Вопросы современной альгологии, 2016, № 1 (11). URL: <http://algology.ru/968>.
40. Гаевская Н.С. Роль высших водных растений в питании животных пресных водоемов. – М.: Наука, 1966. – 327 с.
41. Голубковская Э.К. Биологические основы очистки воды. – М.: Высшая школа, 1978. – 268 с.
42. Горбунов К.В. Распад остатков высших водных растений и его экологическая роль в водоемах нижней зоны дельты Волги // Тр. Всес. гидробиол. об-ва, 1953, вып. 5, с. 158–203.
43. 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.
44. Горлова Р.Н. Макрофиты – индикаторы состояния водоема // Водные ресурсы, 1992, № 6, с. 59–73.
45. Григорьян Б.Р., Бойко В.А., Калимуллина С.Н. и др. Тяжелые металлы в некоторых компонентах наземной и водной экосистем долины р. Меши // Экология, 1996, № 4, с. 249–252.
46. Гришанцева Е.С., Сафронова Н.С., Куртичникова Н.В., Федорова Л.П. Распределение микроэлементов в высшей водной растительности Иваньковского водохранилища // Геоэкология, 2010, № 3, с. 223–231.
47. Гришанцева Е.С., Сафронова Н.С., Федорова Л.П. Использование эпифитовзвеси при эколого-геохимической оценке состояния экосистемы Иваньковского водохранилища // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Мат-лы VII Междунар. науч.-практ. конф. Т. 1. – Семей: СГПИ, 2012, с. 106–109.
48. Гришанцева Е.С., Федорова Л.П. Особенности геохимического состава эпифитона Иваньковского водохранилища // Водные ресурсы, 2018, № 3, с. 255–264.
49. Гудкова А.А. Фармакогностическое изучение представителей рода горец (*Persicaria mill.*) как перспективного источника получения лекарственных препаратов: Дис. ... доктора фармацев. наук. – М., 2020. – 450 с.
50. Дейвис А.В. Научные исследования по эвтрофикации района Норфолк-Бродз // Научные основы контроля качества поверхностных вод по

гидробиологическим показателям. Тр. II сов.-англ. сем. – Л.: Гидрометеиздат, 1981, с. 269–280.

51. *Дубина Д.В.* Вища водна рослинність. – Киев: Фітосоціоцентр, 2006. – 412 с.

52. *Дуплаков С.Н.* Материалы к изучению перифитона // Тр. Лимнологической станции в Косине, 1933, вып. 16, с. 9–160.

53. *Жадин В.И.* Наши пресноводные моллюски. – Муром: Издание Окской биологической станции, 1926. – 131 с.

54. *Жеребцов Ю.Д., Политиков М.И., Сикорский В.Ю.* Технология ртутно-метрических поисков рудных месторождений. – М.: Недра, 1992. – 176 с.

55. *Жихарев А.М.* Водная растительность как фактор развития долинно-речных комплексов (на примере малых рек Ярославского Верхневолжья): Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. – Ярославль, 2000. – 23 с.

56. Загрязнение воздуха и жизнь растений: Пер. с англ. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 535 с.

57. *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.

58. *Зернов С.А.* Общая гидробиология. – М.-Л.: Биомедгиз, 1934. – 503 с.

59. *Зимбалева Л.Н.* Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ. – Киев: Наукова думка, 1981. – 216 с.

60. *Зинченко Т.Д.* Бенинг (Behning) Арвид Либорьевич (1890–1943), зоолог, гидробиолог, пионер-исследователь гидробиологии крупных рек (к 125-летию со дня рождения) // Экологический сборник 5: Тр. молодых ученых Поволжья. Междунар. научн. конф. – Тольятти: ИЭВБ РАН, «Кассандра», 2014, с. V–XIV.

61. *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.

62. *Зуева Н.В.* Оценка экологического состояния малых рек Северо-Запада России на основе структурных характеристик сообществ макрофитов (на примере Ленинградской области): Автореф. дис. ... канд. географ. наук. – СПб., 2007. – 24 с.

63. *Иванова А.М., Коновалов Г.С.* О механическом и минералогическом составе взвешенных веществ некоторых рек Советского Союза // Гидрохимические материалы, 1971, т. 55, с. 79–89.

64. *Изатулина А.Р.* Кристаллогенезис и кристаллохимия оксалатов кальция почечных камней человека: Дис. ... канд. геол.-мин. наук. – СПб., 2017. – 189 с.

65. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы в системе почва-растение. – Новосибирск: Наука, 1991. – 151 с.

66. *Капитонова О.А.* Флора макрофитов Вятско-Камского Предуралья // Гидророботаника 2015: Мат-лы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам, п. Борок, 16–20 октября 2015 г. – Ярославль: Филигрань, 2015, с. 16–19.

67. *Карасик М.А., Кирикилица С.И., Герасимова Л.И.* Атмогеохимические методы поисков рудных месторождений. – М.: Недра, 1986. – 247 с.

68. *Касимов Н.С., Касатенкова М.С., Ткаченко А.Н. и др.* Геохимия лагунно-маршевых и дельтовых ландшафтов Прикаспия. – М.: Лига-Вент, 2016. – 244 с.
69. *Катанская В.М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
70. *Каткова В.И., Митюшева Т.П., Филиппов В.Н., Симакова Ю.С.* Минеральные включения в цианобактериях из водных объектов юга Республики Коми // Вестник Кольского научного центра РАН, 2017, № 4, с. 64–70.
71. *Каткова В.И., Митюшева Т.П., Тетерюк Б.Ю.* Особенности минерализации рдестов реки Вымь (Республика Коми) // Изв. Коми НЦ УрО РАН, 2019, № 1, с. 69–75.
72. *Кендэл М.* Временные ряды: Пер. с англ. – М.: Финансы и статистика, 1981. – 199 с.
73. *Ким Г.В.* Водоросли перифитона Телецкого озера // Сибирский экологический журнал, 2011, № 1, с. 33–41.
74. *Киселев И.А.* Планктон морей и континентальных водоемов. Т. 1. Вводные и общие вопросы планктонологии. – Л.: Наука, 1969. – 658 с.
75. *Кожевников А.В.* Весна и осень в жизни растений. – М.: Изд-во МОИП, 1950. – 238 с.
76. *Кокин К.А.* О роли погруженных макрофитов в самоочищении воды // Тр. Всес. гидробиол. о-ва, 1963, т. 14, с. 234–247.
77. *Кокин К.А.* Экология высших водных растений. – М.: Изд-во МГУ, 1982. – 160 с.
78. *Комулайнен С.Ф.* Перифитон реки Кенти // Влияние техногенных вод горно-обогадательного комбината на водоемы системы реки Кенти. – Петрозаводск, 1995, с. 47–60.
79. *Комулайнен С.Ф.* Перифитон рек Ленинградской, Мурманской областей и Республики Карелия. – Петрозаводск, 1996. – 39 с.
80. *Комулайнен С.Ф.* Фитоперифитон рек Республики Карелия // Ботанический журнал, 2004, т. 89, № 3, с. 18–35.
81. *Комулайнен С.Ф.* Экология фитоперифитона малых рек Восточной Финляндии. – Петрозаводск, 2004. – 182 с.
82. *Константинов А.С.* Общая гидробиология. – М.: Высшая школа, 1986. – 472 с.
83. *Косятова В.А., Левшина Н.А., Эйнон Л.О.* Эпифитон макрофитов-эдификаторов Иваньковского водохранилища и его влияние на формирование качества природной воды // Водные ресурсы, 1990, № 3, с. 81–88.
84. *Косятова В.А., Эйнон Л.О.* Эпифитон пресноводных водоемов и его роль в формировании качества воды // Водные ресурсы, 1992, № 5, с. 110–121.
85. *Котлов Ф.В.* Изменение геологической среды под влиянием деятельности человека. – М.: Наука, 1978. – 264 с.
86. *Кравчишина М.Д., Новигатский А.Н., Политова Н.В.* Исследование биогенной и абиогенной частей взвеси дельты реки Волги в период весеннего половодья (май 2008 г.) // Водные ресурсы, 2013, том 40, № 2, с. 151–164.
87. *Крылов А.В.* Зоопланктон равнинных малых рек. – М.: Наука, 2005. – 263 с.

88. *Кузнецов В.А.* Геохимия аллювиального литогенеза. – Минск: Наука и техника, 1973. – 280 с.

89. *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.

90. *Куликова Н.Н., Чебыкин Е.П., Волкова Е.А. и др.* Определение элементного состава бентосных макроводорослей для индикации качества воды мелководной зоны залива Лиственничный (Южный Байкал) // Международный научно-исследовательский журнал, 2017, № 12 (66), ч. 2, декабрь, с. 166–176.

91. *Лазаренко А.А.* Литология аллювия равнинных рек гумидной зоны (на примере Днепра, Десны и Оки). – М.: Изд-во АН СССР, 1964. – 236 с.

92. *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.

93. *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.apc.relarn.ru/articles/2004/197pdf>.

94. *Леонова Г.А., Бычинский В.А.* Гидробионты Братского водохранилища как объекты мониторинга тяжелых металлов // Водные ресурсы, 1998, № 5, с. 603–610.

95. *Лихачева Т.В.* Флора макрофитов Удмуртии // Электронный научный журнал «Исследовано в России» // <http://zhurnal.apc.relarn.ru/articles/2006/262.pdf>.

96. *Лукашин В.Н., Лисицын А.П., Дара О.М. и др.* Минеральный состав осадочного материала в Каспийском море // Океанология, 2016, № 6, с. 935–945.

97. *Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н.* Физиология высших водных растений. – Киев: Наукова думка, 1988. – 188 с.

98. *Любарский Д.С., Бердник С.В., Любин П.А.* Макрофиты рек Шукралинка и Мелекеска // Российский журнал прикладной экологии, 2019, № 4, с. 16–21.

99. *Лычагина Н.Ю., Касимов Н.С., Лычагин М.Ю.* Биогеохимия макрофитов дельты Волги. – М.: Географический ф-т МГУ, 1998. – 84 с.

100. *Макаревич Т.А.* Продукция перифитона в пресных водах // Итоги гидробиологических исследований водных экосистем Белоруссии. – Минск: Университетское, 1988, с. 54–63.

101. *Макеев И.С., Гаврилко Д.Е.* Видовое разнообразие зоопланктона как показатель экологического состояния малых водотоков Нижнего Новгорода // Принципы и способы сохранения биоразнообразия. Мат-лы V Междунар. научной конф. Т. 1. – Йошкар-Ола, 2013, с. 131–134.

102. *Макеев И.С., Гаврилко Д.Е.* Метазойный планктон как показатель экологического состояния малых водотоков Нижнего Новгорода // Зоологические исследования регионов России и сопредельных территорий. Мат-лы III Международ. научн. конф. – Нижний Новгород: НГПУ им. К. Минина, 2014, с. 123–127.

103. *Маккавеев Н.И., Чалов Р.С.* Русловые процессы. – М.: Изд-во МГУ, 1986. – 264 с.
104. *Мальцев А.Е., Леонова Г.А., Бобров В.А. и др.* Диагенетическое преобразование органоминеральных сапропелей озера Большие Тороки (Западная Сибирь) // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири, 2014, № 3, с. 65–76.
105. *Мартынова М.В.* Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ. – М.: Наука, 1984. – 160 с.
106. *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.
107. *Меньшикова О.А., Храмова Т.Г., Стом Д.И.* Доочистка сточных вод животноводческих комплексов макрофитами // Водные ресурсы, 1994, № 3, с. 383–384.
108. *Мережко А.И.* Роль высших водных растений в самоочищении водоемов // Гидробиологический журнал, 1973, 9, № 4, с. 118–125.
109. *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.
110. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М.: Наука, 1975. – 240 с.
111. *Мордохай-Болтовский Ф.Д.* Фауна беспозвоночных прибрежной зоны Рыбинского водохранилища (общий обзор) // Природные ресурсы Молого-Шекснинской низины. Рыбинское водохранилище (часть III). – Вологда: Вологодское отделение Северо-Западного кн. издательства, 1974, с. 158–195. (Тр. Дарвинского государственного заповедника, т. XII.)
112. *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.
113. *Мунтяну Г.Г., Мунтяну В.И.* Биоиндикация ртутного загрязнения Дубоссарского водохранилища // Водные ресурсы, 2005, , т. 32, № 4, с. 464–469.
114. *Мур Дж.В., Рамамурти С.* Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния: Пер. с англ. – М.: Мир, 1987. – 288 с.
115. *Назаренко И.И., Кислова И.В., Кашина Л.И. и др.* Атомно-абсорбционное определение ртути в водах после сорбционного концентрирования на полимерном тиоэфире // Журнал аналитической химии, 1986, т. 11, вып. 8, с. 1385–1390.
116. *Наймарк Е.Б., Ероцев-Шак В.А., Чижикова Н.П., Компанцева Е.И.* Взаимодействие глинистых минералов с микроорганизмами: обзор экспериментальных данных // Журнал общей биологии, 2009, № 2, с. 155–167.
117. *Никаноров А.М., Жулидов А.В.* Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 312 с.
118. *Николаенко С.А., Глазунов В.А.* Флора водоемов нижнего течения реки Пур (север Западной Сибири) // Гидробиотаника 2015: мат-лы VIII Всерос. конф.

с междунар. участием по водным макрофитам, п. Борок, 16–20 октября 2015 г. – Ярославль: Филигрань, 2015, с. 194–195.

119. *Новиков В.С., Губанов И.А.* Школьный атлас-определитель высших растений. – М.: Просвещение, 1985. – 239 с.

120. *Новокрещёнов А.П., Волох А.А.* Возможности применения термоформ ртути в экологическом мониторинге // Эколого-геохимические проблемы ртути. – М.: ИМГРЭ, 2000, с. 125–129.

121. Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации за 2018 год. – М.: Росгидромет, 2019. – 225 с.

122. Общая гидрология. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 422 с.

123. *Остроумов С.А., Колесов Г.М.* О роли биогенного детрита в аккумуляции элементов в водных системах // Сиб. экол. журнал, 2010, № 4, с. 525–531.

124. *Павлов А.П.* Избранные сочинения. Вып. 1. – М.: Изд-во МОИН, 1948. – 216 с.

125. *Паньков Н.Н.* Зоофитос среднего течения реки Сылвы // Вестник Пермского университета. Биология, 2008, вып. 9 (25), с. 37–40.

126. *Папченков В.Г.* О классификации макрофитов водоемов // Экология, 1985, № 6, с. 8–13.

127. *Патин С.А., Ткаченко В.Н., Федотова А.Б.* Поглощение и накопление <sup>54</sup>Mn и <sup>65</sup>Zn хлореллой // Тр. ВНИРО, 1974, т. 100, с. 58–62.

128. *Пашкевич В.Ю., Юдин Б.С.* Водные растения и жизнь животных. – Новосибирск: Наука, 1978. – 128 с.

129. *Петрова Е.А.* Флора и растительность озер-стариц реки Суры: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Саранск, 2006. – 22 с.

130. *Покровская Т.Н., Миронова Н.Я., Шилькрот Г.С.* Макрофитные озера и их евтрофирование. – М.: Наука, 1983. – 153 с.

131. Полевая ботаника. Вып. V. *Корчагин А.А.* Строение растительных сообществ. – Л.: Наука, 1976. – 320 с.

132. *Протасов А.А.* Перифитон: терминология и основные определения // Гидробиологический журнал, 1982, 18, № 1, с. 9–13.

133. *Протасов А.А.* Исследование пресноводного перифитона в Советском Союзе // Гидробиологический журнал, 1984, 20, № 5, с. 3–16.

134. *Протасов А.А.* Пресноводный перифитон. – Киев, 1994. – 308 с.

135. *Раздорский В.Ф.* Анатомия растений. – М.: Сов. наука, 1949. – 524 с.

136. *Распопов И.М.* Высшая водная растительность больших озер Северо-Запада СССР. – Л.: Наука, 1985. – 197 с.

137. *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.

138. *Распопов И.М., Папченков В.Г., Соловьева В.В.* Сравнительный анализ водной флоры России и мира // Известия Самарского научного центра Российской академии наук, 2011, № 1, с. 16–27.

139. *Реймерс Н.Ф.* Основные биологические понятия и термины. – М.: Просвещение, 1988. – 319 с.

140. Ресурсы поверхностных вод СССР. Верхне-Волжский район. Т. 10. Кн. 1. – М.: Гидрометеиздат, 1973. – 476 с.
141. *Розанов Л.Л.* Теоретические основы геотехноморфологии. – М.: ИГ-РАН СССР, 1990. – 189 с.
142. *Савенко В.С.* Химический состав взвешенных наносов рек мира. – М.: ГЕОС, 2006. – 175 с.
143. *Савицкая К.Л.* Макрофиты как индикаторы экологического состояния малых рек Минской области // Водные ресурсы, 2017, том 44, № 6, с. 663–672.
144. *Садчиков А.П., Кудряшов М.А.* Экология прибрежно-водной растительности. – М.: Изд-во НИА-Природа, РЭФИА, 2004. – 220 с
145. *Сает Ю.Е., Несвижская Н.И.* Изучение форм нахождения элементов во вторичных ореолах рассеяния. – М.: ВИЭМС, 1974. – 45 с.
146. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др.* Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
147. *Сает Ю.Е., Янин Е.П.* Методические рекомендации по геохимической оценке состояния поверхностных вод. – М.: ИМГРЭ, 1985. – 48 с.
148. *Свириденко Б.Ф.* Флора и растительность водоёмов Северного Казахстана. – Омск: Изд-во ОмГПУ, 2000. – 196 с.
149. *Свириденко Б.Ф., Свириденко Т.В.* Гидромакрофиты Ханты-Мансийского автономного округа – Югры (Тюменская область) // Гидробиотаника 2015: мат-лы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам, п. Борок, 16–20 октября 2015 г. – Ярославль: Филигрань, 2015, с. 217–220.
150. *Семин В.А., Фрейндлинг А.В.* Макрофиты и их место в системе экологического мониторинга // Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. Тр. сов.-фран. симп. – Л.: Гидрометеиздат, 1988, с. 95–104.
151. *Смирнов Н.А., Комулайнен С.Ф.* Оборудование для изучения перифитона в потоке // Гидробиологический журнал, 1985, 21, № 2, с. 96–97.
152. Сообщества пресноводных беспозвоночных в зарослях макрофитов // Тр. Зоологического института АН СССР, 1988, т. 186. – 198 с.
153. Сток наносов. Его изучение и географическое распределение. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 240 с.
154. *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, 3, № 1–2, с. 151–159.
155. *Титаева Н.А., Сафронова Н.С., Шепелева Е.С. и др.* Эколого-геохимические исследования водных и наземных экосистем района Иваньковского водохранилища р. Волги. (Статья 1) // Вестник Московского университета. Серия 4. Геология, 2004, № 1, с. 42–53.
156. *Туровский И.С.* Обработка осадков сточных вод. – М.: Стройиздат, 1988. – 256 с.
157. *Уваров А.Г.* Влияние эпифитовзвеси на накопление тяжелых металлов в макрофитах // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук, 2015, № 8-1, с. 12–24.

158. *Уткина Я.В.* Гигрофильная растительность реки Преголи (Калининградская область, Россия) // Гидробиотаника 2015: Мат-лы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам, п. Борок, 16–20 октября 2015 г. – Ярославль: Филигрань, 2015, с. 250–252.
159. *Федченко Б.А.* Высшие растений // Жизнь пресных вод. Т. 2. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1949, с. 311–338.
160. Физиология растительных организмов и роль металлов. – М.: Изд-во МГУ, 1988. – 157 с.
161. *Фурсов В.З.* Газортутный метод поисков месторождений полезных ископаемых. – М.: Наука, 1983. – 205 с.
162. *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.
163. *Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р.* Умиряющие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования: Пер. с англ. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 279 с.
164. *Хеслам С.М.* Макрофиты и качество водотока // Качество поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Тр. сов.-англ. семинара. – Л.: Гидрометеиздат, 1977, с. 215–220.
165. *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.
166. *Хромов В.М., Выбоч С.С., Крупина М.В., Уваров А.Г.* Особенности накопления тяжелых металлов в речных условиях // Тез. докл. Всерос. научн. конф. «Мониторинг состояния и загрязнения окружающей среды. Основные результаты и пути развития». Москва, 20–22 марта 2017 г. – М.: ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН», 2017 (DVD-ROM).
167. *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.
168. *Чертопруд М.В.* Разнообразие и классификация реофильных сообществ макробентоса средней полосы Европейской России // Журнал общей биологии, 2011, том 72, № 1, с. 51–73
169. *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.
170. *Цихон-Луканина Е.А.* Трофология водных моллюсков. – М.: Наука, 1987. – 176 с.
171. *Шарапова Т.А.* Зооперифитон внутренних водоемов Западной Сибири. – Новосибирск: Наука, 2007. – 167 с.
172. *Шевченко В.П., Покровский О.С., Филиппов А.С. и др.* Об элементном составе взвеси реки Северная Двина (бассейн Белого моря) // Доклады РАН, 2010, т. 430, № 5, с. 686–692.

173. *Шпаковская С.М.* Моделирование русловых деформаций с учетом влияния растительности // Вест. Москов. ун-та. Сер. 5. География, 2010, № 1, с. 50–55.
174. *Щербаков А.П.* Озеро Глубокое. Гидробиологический очерк. – М.: Наука, 1967. – 379 с.
175. *Эзау К.* Анатомия семенных растений. Кн. 1: Пер. с англ. – М.: Мир, 1980. – 282 с.
176. *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.
177. *Янин Е.П.* Геохимические закономерности формирования антропогенных потоков рассеяния химических элементов в малых реках: Автореф. дис... канд. геол.-мин. наук. – М., 1985. – 25 с.
178. *Янин Е.П.* Техногенные потоки рассеяния химических элементов в донных отложениях поверхностных водотоков // Советская геология, 1988, № 10, с. 101–109.
179. *Янин Е.П.* Биогеохимическая индикация загрязнения водных систем ртутью // Биогеохимические методы при изучении окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 1989, с. 35–37.
180. *Янин Е.П.* Экогеохимическая оценка загрязнения реки Нуры ртутью. – М.: ИМГРЭ, 1989. – 43 с.
181. *Янин Е.П.* Ртуть в окружающей среде промышленного города. – М.: ИМГРЭ, 1992. – 169 с.
182. *Янин Е.П.* Геохимические особенности и экологическое значение техногенных илов // Разведка и охрана недр, 1994, № 5, с. 35–37.
183. *Янин Е.П.* Тяжелые металлы в эпифитовзвеси – индикаторы техногенного загрязнения рек // Разведка и охрана недр, 1995, № 6, с. 27–28.
184. *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.
185. *Янин Е.П.* Эпифитовзвесь – индикатор загрязнения речных систем тяжелыми металлами // Водные ресурсы, 1999, т. 26, № 6, с. 731–734.
186. *Янин Е.П.* Особенности распределения ртути в речной эпифитовзвеси // Эколого-геохимические проблемы ртути. – М.: ИМГРЭ, 2000, с. 130–138.
187. *Янин Е.П.* Ртуть в осадках городских сточных вод // Эколого-геохимические проблемы ртути. – М.: ИМГРЭ, 2000, с. 143–152.
188. *Янин Е.П.* Ртуть в эпифитовзвеси реки Нуры как индикатор техногенного загрязнения // Геология и геофизика, 2000, 41, № 7, с. 1074–1077.
189. *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.
190. *Янин Е.П.* Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек (состав, особенности, методы оценки). – М.: ИМГРЭ, 2002. – 52 с.
191. *Янин Е.П.* Техногенные речные илы в зоне влияния промышленного города (формирование, состав, геохимические особенности). – М.: ИМГРЭ, 2002. – 100 с.

192. Янин Е.П. Эпифитовзвесь – новый индикатор загрязнения речных систем тяжелыми металлами. – М.: ИМГРЭ, 2002. – 51 с.
193. 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; Оpubл. 27.05.2003. Зарегистр. в Гос. реестре изобретений РФ 27 мая 2003 г.
194. Янин Е.П. Ртуть в эпифитовзвеси как индикатор техногенного загрязнения // Геохимическая экология и биогеохимическое изучение таксонов биосферы: Мат-лы четвертой Российской биогеохимической школы (3–6 сентября 2003 г.). – М.: Наука, 2003, с. 220–223.
195. Янин Е.П. Тяжелые металлы в малой реке в зоне влияния промышленного города. – М.: ИМГРЭ, 2003. – 89 с.
196. Янин Е.П. Новый биогеохимический способ выявления и оценки зон техногенного загрязнения рек // Биогеохимическая индикация аномалий. Мат-лы V Биогеохимических чтений. 8 июня 2004 г. – М.: Наука, 2004, с. 33–37.
197. Янин Е.П. Промышленная пыль (разновидности, источники, химический состав) // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2004, № 6, с. 2–107.
198. Янин Е.П. Техногенные илы в реках Московской области (геохимические особенности и экологическая оценка). – М.: ИМГРЭ, 2004. – 95 с.
199. 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.
200. Янин Е.П. Химический состав и минералогические особенности техногенных илов реки Нуры. – М.: ИМГРЭ, 2004. – 22 с.
201. Янин Е.П. Использование эпифитовзвеси для выявления и оценки техногенного загрязнения рек химическими элементами // Экологические системы и приборы, 2005, № 11, с. 15–22.
202. 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.
203. 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.
204. Янин Е.П. Органические поллютанты в техногенных речных илах // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2006, № 5, с. 2–26.
205. Янин Е.П. Производство, потребление и рециклинг ртути в России // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2006, № 1, с. 45–70.
206. Янин Е.П. Особенности минерального состава русловых отложений реки Пахры (Московская область) в зонах техногенного воздействия // Бюллетень МОИП. Отдел Геологический, 2007, 82, вып. 5, с. 48–55.
207. 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.

208. Янин Е.П. Асбест в водных объектах (источники поступления и особенности распределения) // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2008, № 11, с. 77–108.

209. Янин Е.П. Экологическая роль и биогеохимические особенности речной эпифитовзвеси в условиях техногенного загрязнения // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2008, № 6, с. 2–14.

210. 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.

211. Янин Е.П. Осадки городских сточных вод как источник биологического загрязнения окружающей среды // Экологическая экспертиза, 2009, № 2, с. 48–77.

212. Янин Е.П. Особенности гранулометрического состава русловых отложений малой реки в зоне влияния промышленного города // Известия вузов. Геология и разведка, 2009, № 3, с. 69–74.

213. Янин Е.П. Роль техногенеза в формировании гранулометрического состава речных отложений // Экологические системы и приборы, 2009, № 5, с. 32–37.

214. 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.

215. Янин Е.П. Трансформация группового состава органического вещества русловых отложений малой реки в условиях техногенеза // Геохимия, 2013, № 9, с. 834–841.

216. 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.

217. Янин Е.П. Особенности минерального состава промышленной пыли // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2015, № 3, с. 2–9.

218. Янин Е.П. Роль промышленной пыли в формировании общего состава и физико-химических свойств городских почв // Экологическая экспертиза, 2015, № 3, с. 53–76.

219. 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.

220. 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. 63–96.

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

222. Янин Е.П. Эколого-геохимические преобразования пойменных ландшафтов при разливах рек и использовании речных вод для орошения в зонах техногенного загрязнения // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2018, № 6, с. 31–50.

223. Янин Е.П. Техногенные геохимические аномалии в донных отложениях рек и приемы их выявления и оценки // Экологическая экспертиза, 2019, № 1, с. 50–68.
224. 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.
225. Aizaki M. Seasonal change in standing crop and production of periphyton in the Tamagava River // Jap. Ecol., 1978, v. 28, p. 123–134.
226. Andersen F.Q. Effects of nutrient level on the decomposition of *Phragmites communis* Tirn // Arch. Hydrobiol., 1978, Bd. 84, H. 4, s. 528–550.
227. Aulio K. Aquatic macrophytes as indicators of heavy metal pollution // Vesientutki-muslaitok. julk., 1986, № 68, p. 171–174.
228. Bal K.D., Meire P. The influence of macrophyte cutting on the hydraulic resistance of lowland rivers // J. of Aquatic Plant Management, 2009, v. 47, p. 65–68.
229. Barko J.W., Gunnison D., Carpenter S.R. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics // Aquatic Botany, 1991, v. 41, p. 41–65.
230. Barko J.W., James W.F. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension // The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. – New York: Springer-Verlag, 1998, p. 197–214. .
231. Barnett B.E., Ashroft C.R. Heavy metals in *Fucus vesiculosus* in the humber estuary // Environ. Pollut., 1985, B9, № 3, p. 193–213.
232. Behning A. Das Leben der Wolga: Zugleich eine Einführung in die Fluss-Biologie. – Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 1928. – 162 S.
233. Black M.A., Maberly S.C., Spence D.H.N. Resistances to carbon dioxide in four submerged freshwater macrophytes // New Phytologist, 1981, v. 89, 557–568.
234. Boney A.D. Marine algae as collectors of iron ore dust // Mar. Pollut. Bull., 1978, v. 9, p. 175–180.
235. Borowitzka M.A. Morphological and cytological aspects of algal calcification // International Review of Cytology, 1982, v. 74, p. 127–162.
236. Borowitzka M.A. Mechanisms in algal calcification // Progress in Phycological Research, 1982, v. 1, 139–177.
237. Borowitzka M.A. Calcification in aquatic plants // Plant, Cell and Environment, 1984, v. 7, № 6, p. 457–466.
238. Borowitzka M.A, Larkum W.D. Calcification in algae: Mechanisms and the role of metabolism // Critical Reviews in Plant Sciences, 1987, v. 6, № 1, p. 1–45.
239. Breck W.C. Organisms as monitors in time and space of marine pollutants // *Thalassia Jugoslavica*, 1978, v. 14, № 1/2.
240. Boon P.I., Sorrell B.K. Biogeochemistry of billabond sediments. I. The effect of macrophytes // Freshwater Biol., 1991, v. 28, № 2, p. 209–226.
241. Brayn G.W. The effect of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms // Proc. Roy. Soc. London, 1971, v. 177, № 1048, p. 389–410.
242. 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.

243. 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](http://cwam.ucdavis.edu/Volume_2/CWAM_II_4_Periphyton.pdf).
244. *Chambers P.L., Murphy K.J., Thomaz S.M.* Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater // *Hydrobiologia*, 2008, v. 595, p. 9–26.
245. *Champion P.D., Tanner C.* Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a New Zealand lowland stream // *Hydrobiologia*, 2000, v. 441, p. 1–12.
246. *Clarke S.J., Wharton G.* Using Macrophytes for the Environmental Assessment of Rivers: The Role of Sediment Nutrients. R&D Technical Report E1-S01/TR. – Bristol: Environ-mant Agency, 2001. – 90 p.
247. *Cleckner L.B., Gilmour C.C., Hurley J.P., Krabbenhoft D.P.* Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades // *Limnol. Oceanogr.*, 1999, v. 44, № 7, p. 1815–1825.
248. *Choi Y.-E., Harada E., Wada M. et al.* Detoxification of cadmium in tobacco plants: formation and active excretion of crystals containing cadmium and calcium through trichomes // *Planta*, 2001, v. 213, № 1, p. 45–50.
249. *Connell Des W., Miller G.J.* Chemistry and ecotoxicology of pollution. – N.Y.: John Wiley and Sons, Inc., 1984. – 423 p.
250. *Davies G.R.* The transport and retention of fine sediments in seasonally vegetated lowland streams (In fulfilment of the requirements for the degree of PhD). – Queen Mary, Uni-versity of London, 2012. – 326 p.
251. *Franceschi V.R., Nakata P.A.* Calcium oxalate in plants: formation and function // *Annual Review of Plant Biology*, 2005, v. 56, p. 41–71.
252. *Franklin P., Dunbar M., Whitehead P.* Flow controls on lowland river macrophytes: A review // *Sci. Tot. Environ.*, 2008, v. 400, № 1–3, p. 369–378.
253. *Friedmann E.T., Roth W.C., Turner J.B., McEwen R.S.* Calcium oxalate crystals in the aragonite-producing green alga *Penicillus* and related genera // *Science*, 1972, v. 177, № 4052, p. 891–893.
254. *Ganje T.J., Elseewi A.A., Page A.L.* Trace element accumulation in aquatic plants: A literatute review // *Trace Substances Envir. Health – XXII: Proc. Univ. Missouri`s 22nd Annu. Conf., St. Louis, Mo, May 23–26, 1988.* – Columbia (Mo), 1988, p. 442–462.
255. *Green D.V., Smech N.E.* Occurrence and stability of calcite in the Muamee river // *J. Environ. Qual.*, 1979, v. 8, № 2, p. 182–188.
256. *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.
257. *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.
258. *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.

259. *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, v. 39, № S1, p. 20–21.
260. *Haslam S.M.* River Plants. The macrophytic vegetation of water courses. – Cambridge: Cambridge University Press, 1978. – 396 p.
261. *Heppell C.M., Wharton G., Cotton J.A.C. et al.* Sediment storage in the shallow hyporheic of lowland vegetated river reaches // *Hydrological Processes*, 2009, v. 23, p. 2239–2251.
262. *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.
263. *Horner H.T., Wagner B.L.* Calcium oxalate formation in higher plants // *Calcium Oxalate in Biological Systems*. – London-Tokyo: CRC Press, 1995, p. 53–71.
264. *Husák Š., Sládeček V., Sládečková A.* Freshwater macrophytes as indicators of organic pollution // *Acta hydrochim. et hydrobiol.*, 1989, v. 17, № 6, c. 693–697.
265. *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.
266. *Jones J.I., Eaton J.W., Hardwick K.* The effect of changing environmental variables in the surrounding water on the physiology of *Elodea nuttallii* // *Aquatic Botany*, 2000, v. 66, 115–129.
267. *Jones J.I., Collins A.L., Naden P.S., Sear D.S.* The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers // *River Research and Applications*, v. 28, № 7, p. 1006–1018.
268. *Komulainen S.* Use of phytoperiphyton to assess water quality in north-western Russian rivers // *J. of Appl. Phycology*, 2002, v. 14, № 1, p. 57–62.
269. *Krause G.H.M., Kaiser H.* Plant response to heavy metals and sulphur dioxide // *Environ. Pollut.*, 1977, v. 12, № 1, p. 63–71.
270. *Leyton L.* Fluid behaviour in biological systems. – Oxford: Clarendon Press, 1975. – 235 p.
271. *Losee R.F., Wetzel R.G.* Selective light attenuation by the periphyton complex // *Periphyton of freshwater ecosystems. Developments in Hydrobiology*, 1983, v. 17, p. 89–96.
272. *Madsen J.D., Chambers P.A., James W.F. et al.* The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes // *Hydrobiologia*, 2001, v. 444, p. 71–84.
273. *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.
274. *Martin J.M., Meybeck M.* Elemental mass balance of material carried by major world rivers // *Mar. Chem.*, 1979, v.7, p. 173–206.
275. *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.

276. *Mazen A.M.A, El Maghraby O.M.O.* Accumulation of cadmium, lead and strontium, and a role of calcium oxalate in water hyacinth tolerance // *Biologia Plantarum*, 1997, v. 40, № 3, p. 411–417.
277. *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, v. 7, p. 301–305.
278. *McNair J.B.* The interrelation between substances in plants: essential oils and resins, cyanogen and oxalate // *American Journal of Botany*, 1932, v. 19, № 3, p. 255–271.
279. *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](http://www.unites.uqam.ca/gmf/caruso/doc/caruso/guimaraes/guimaraes_2004.pdf).
280. *Ozimek T.* Effect of municipal sewage on the submerged macrophytes of a lake littoral // *Ecol. Pol.*, 1978, v. 26, № 1, p. 3–39.
281. *Parkhill K.L., Gulliver J.S.* Effect of inorganic sediment on whole-stream productivity // *Hydrobiologia*, 2002, v. 472, p. 5–17.
282. *Penfound W.T.* An outline for ecological life histories of herbaceous vascular hydrophytes // *Ecology*, 1952, v. 33, № 1, p. 123–128.
283. *Prasad R., Shivay Y.S.* Oxalic Acid/Oxalates in Plants: From Self-Defence to Phytoremediation // *Current Science*, 2017, v. 112, № 8, p. 1665–1667.
284. *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, v. 43, № 4, p. 247–261.
285. *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.
286. *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.
287. *Sand-Jensen K., Madsen T.V.* Minimum light requirements of submerged freshwater macrophytes in laboratory growth experiments // *Journal of Ecology*, 1991, v. 79, p. 749–764.
288. *Sand-Jensen K., Pedersen O.* Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams // *Freshw. Biol.*, 1999, v. 42, № 2, p. 315–328.
289. *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.
290. *Schouw J.F.* Grundtræk til en almindelig Plantegeographie. – København: Gyldendalske Boghandlings Forlag, 1822. – 463 s.
291. *Schouw J.F.* Grundzüge einer allgemeinen Pflanzengeographie, Berlin: G. Reimer, 1823. – 524 S.
292. *Sculthorpe C.D.* The biology of aquatic vascular plants. – London: Edward Arnold Publishers, 1967. – 610 p.

293. *Shinmachi F., Kumanda Y., Noguchi A., Hasegawa I.* Translocation and accumulation of cadmium in cadmium-tolerant *Polygonum thunbergii* // *Soil Science and Plant Nutrition*, 2003, v. 49, № 3, p. 355–361.
294. *Trimmer M., Sanders I.A., Heppell C.M.* Carbon and nitrogen cycling in a vegetated lowland chalk river impacted by sediment // *Hydrological Processes*, 2009, v. 23, p. 2225–2238.
295. *Vernadsky W.I.* *La Biosphère*. – Paris: Alcan, 1929. – 232 p.
296. *Verschoren V.* Spatial pattern formation of macrophytes: an integrated model for the management of lowland rivers: Dissertation for the degree of Doctor in Biology. – Antwerpen: University of Antwerpen, 2017. – 154 p.
297. *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.
298. *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.
299. *Wang T.C., Weissman J.C., Ramesh G. et al.* Parameters for removal of toxic heavy metals by water Milfoil (*Myriophyllum spicatum*) // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1996, v. 57, № 5, p. 779–786.
300. *Watson W.G., Rose F.L.* The effects of aquatic macrophytes on the stream micro-environment // *Aquatic Botany*, 1982, v. 14, p. 309–324.
301. *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, v. 23, № 3, p. 245–258.
302. *Yanin E.P.* Mercury in surroundings of the city of Temirtau, Central Kazakhstan. – Moscow: IMGRE, 1997. – 30 p.
303. *Yanin E.P.* Electric engineering industry and the urban environment (man-made pollution and ecological effects). – Moscow: Dialog-MGU Publ., 1998. – 37 p.
304. *Yanin E.P.* Material Composition and Geochemical Characteristics of Technogenic River Silts // *Geochemistry International*, 2019, v. 57, № 13, p. 1361–1454.
305. *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.

## Оглавление

Введение .....	3
1. Макрофиты и их роль в жизни речных систем .....	10
2. Районы и методика исследований .....	21
3. Источники осадочного материала и формирование эпифитовзвеси .....	36
3.1. Химический состав и особенности поставки осадочного ма- териала с канализационным стоком города .....	36
3.2. Техногенные речные илы .....	53
3.3. Формирование эпифитовзвеси и ее место в речной экоси- стеме .....	65
4. Вещественный состав и геохимические особенности эпифито- взвеси .....	70
4.1. Особенности вещественного состава эпифитовзвеси .....	70
4.2. Техногенные геохимические аномалии в эпифитовзвеси ....	85
4.3. Формы нахождения тяжелых металлов в эпифитовзвеси ....	91
4.4. Особенности распределения ртути в эпифитовзвеси .....	95
5. Экологическое значение и биогеохимическая роль эпифито- взвеси .....	105
Заключение .....	116
Литература .....	121

*Евгений Петрович Янин*

Геохимия речной эпифитовзвеси  
в зоне влияния промышленного города

Отпечатано в ООО «Красногорская типография».  
143405, Московская область, г. Красногорск,  
Коммунальный квартал, дом 2.  
Заказ 1562.  
Формат 60x90/16. Печать офсетная.  
Объем 8,1 усл. печ. л.