

**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.**

На листьях и стеблях речных макрофитов практически всегда наблюдается осаждение (налипание, адсорбция) переносимых водным потоком твердых частиц (речной взвеси), что особенно типично для загрязненных вод, в большинстве случаев отличающихся высокой мутностью. Образующийся в ходе данного процесса материал предлагается называть «эпифитовзвесью» [27, 28]. Результаты исследований, выполненных на реках промышленно-урбанизированных районов, свидетельствуют о возможности применения эпифитовзвеси для выявления зон техногенного загрязнения, установления комплекса загрязняющих водотоки химических элементов, оценки современного (сезонного) уровня загрязнения речной среды, изучения форм нахождения металлов и их трансформации в ходе русловой миграции осадочного материала [3, 25-32, 34, 36]. Для получения эпифитовзвеси в принципе не имеет значение вид растения, поскольку она образуется на различных представителях макрофитов. Тем не менее наиболее результативно использование для отбора эпифитовзвеси погруженных растений (уруть колосистая, рдесты, роголистники и др.), встречающихся в речных биотопах даже на относительно твердых субстратах, где движение воды препятствует усиленному накоплению илистых отложений, наиболее интенсивно концентрирующих разнообразные поллютанты и применяемых в качестве мониторов техногенного загрязнения. После несложной предварительной подготовки образцов эпифитовзвеси (включающей удаление растительных остатков и макроскопического перифитона) в конечном счете исследуется осадочный материал, в котором современные химико-аналитические методы позволяют определять широкий круг химических элементов, исследовать их формы нахождения, изучать минералогический и гранулометрический составы отобранного в пробу материала и др. [3]. 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 химических элементов не только отдельные участки одного и того же водотока, но и разные реки.

Некоторые авторы отождествляют понятие «эпифитовзвесь» с понятием «перифитон» [1]. С этим утверждением нельзя согласиться. Как известно, перифитон (используется также термин «обрастания») представляет собой специфическую экологическую группу сообществ гидробионтов, жизнедеятельность которых протекает на разделе жидкой (воды) и твердой (субстрат различного характера) фаз [2, 9-11, 19-21]. Основу перифитона (обрастаний) в реках обычно составляют бактериальная пленка, прикрепленные растения (водоросли-эпифиты) и некоторые животные (усоногие ракообразные, моллюски и пр.). Среди обрастаний обитают подвижные животные (главным образом черви и ракообразные). Именно поэтому нередко различают так называемый подлинный перифитон, т. е. неподвижные, прикрепленные к субстрату организмы, и псевдоперифитон – организмы, которые являются свободноживущими (подвижными) среди подлинного перифитона [47, 61]. Во многих реках практически единственным субстратом, пригодным для массового развития перифитона, являются макрофиты, т. е. высшие водные и прибрежно-водные растения, а также прикрепленные низшие и плавающие водоросли [23]. В по-

следние годы перифитон используется не только как индикатор трофического состояния водных экосистем, но и для оценки интенсивности техногенного воздействия на речные системы и установления качественного состава загрязнения [8, 46, 52-54, 62]. Таким образом, если перифитон – это биологическое (эколого-биологическое) понятие, то эпифитовзвесь является, если можно так сказать, понятием «средовым», «фазовым». В состав эпифитовзвеси входят не только бактериальная пленка, водоросли-эпифиты и животные, но и органоминеральные частицы речной взвеси, детрита, дисперсного карбоната кальция и т. п. Можно сказать, что эпифитовзвесь – это своеобразный биотоп перифитонного сообщества, аналогом которого могут быть донные отложения, являющиеся средой обитания бентосных сообществ. В условиях техногенеза решающее значение в формировании эпифитовзвеси принадлежит техногенному осадочному материалу, в значительном количестве поступающего в водотоки со сточными водами и поверхностным стоком с освоенных территорий и характеризующегося специфическим вещественным составом.

Образование эпифитовзвеси происходит в существенной мере за счет гидравлического осаждения переносимых водным потоком твердых частиц, их прилипания и адсорбции на поверхности макрофитов. Гидравлическое осаждение речной взвеси на поверхность макрофитов во многом обусловлено хорошо известным явлением – резким снижением скорости течения в растительном слое по сравнению со скоростью водного потока над растительностью. Это вызвано тем, что в пределах растительного слоя на водный поток одновременно оказывают влияние сопротивление растительности и трение по дну. Осаждению взвеси, ее прилипанию и адсорбции способствует также общее строение водных растений, своеобразная форма и свойства их листьев. Так, листья и стебли многих макрофитов имеют сильно развитую губчатую ткань, обладающую высокими сорбционными свойствами. Например, существенную часть объема роголистника составляют воздухоносные полости и большие межклетники, что и позволяет ему находиться во взвешенном состоянии в воде. Все погруженные растения за счет длинных стеблей и листьев, часто расчлененных на мелкие нитевидные дольки, занимают («захватывают») значительно больший объем водного пространства, нежели их общая масса. Важную роль в закреплении взвеси на стеблях и особенно на листьях играют различные растительные выделения (экзометаболиты), образование слизистой пленки и т. п. Отмеченные явления давно описаны для растений суши, активно аккумулирующих аэрозоли и тонкую пыль на поверхности листьев [4, 7, 55]. Формирование слизистых и студенистых образований на поверхности наружных оболочек характерно и для высших водных растений [6]. В этом процессе существенную роль играет развивающийся на поверхности макрофитов перифитон, при участии которого образуются слизистая пленка из микроорганизмов, налеты и наросты бактерий, а также пряди и космы бактерий и грибов. На подобные образования, включая листья и стебли растений, даже в условиях относительно быстрого течения всегда осаждается речная взвесь, формируя хлопьеобразные скопления, обогащенные коллоидальным материалом и отличающиеся различной степенью связывания взвешенных веществ с субстратом. В нативных условиях нередко даже слабое механическое воздействие на макрофиты приводит к выделению существенных количеств взвеси («мути») в воду. Со временем связь твердого материала с поверхностью растений возрастает и в силу выше названных причин происходит относительно прочное его закрепление с субстратом (листьями и стеблями макрофитов). В свою очередь, на слизистые пленки, обрастания и хлопьеобразные скопления речной мути оседают личинки и взрослые формы различных беспозвоночных, а также одноклеточные водоросли, увеличивая тем самым

сорбционные свойства растительных зарослей. Следует отметить, что вблизи источников техногенного загрязнения (мест сброса городских сточных вод) на макрофитах практически всегда отмечалось меньшее количество представителей перифитона, нежели в пределах участков этой же реки, значительно удаленных от города, т. е. в ближней зоне техногенного загрязнения в составе эпифитовзвеси доминирует техногенный осадочный (органоминеральный) материал, содержащий высокие концентрации различных тяжелых металлов (табл. 1). По данным [15], в эпифитовзвеси р. Ромашки, принимающий сточные воды Сибирского химического комбината, концентрировался  $^{90}\text{Sr}$  (до 10,1 Бк/кг сухой массы).

Таблица 1. Геохимические ассоциации в эпифитовзвеси рек Инсар и Алатырь в зоне влияния г. Саранска [31].

Уча- сток	Интервалы значений $K_C$ химических элементов					$Z_C$
	> 100	100-30	30-10	10-3	3-1,5	
I	Hg	Cd-Mo	Pb	Ni-Zn-W-Ag-Sn-Sr	Cu-Ni-As-F-V-Ga	645
II	Hg	-	Cd-Mo	Ni-Pb-W-Zn-Sn	Ag-Cu-Cr-F-V-Ga-Bi	245
III	-	Mo	Sn-Cd-Ag-Zn	Ni-W-Cu-Cr	Pb-F-Hg-As-V-Ga-Bi	176
IV	-	Sn-Cd-	Zn-Mo	Pb-W-Ni-Ag-Hg	Cu-Cr-F-V-Bi	125
V	-	-	-	Hg-Mo-Zn-Mn	Ni-Co-Sn-Ag-Cd-W-Cr-Cu	28
BCB	Cd-Mo-Sn	Ag-Zn-Hg-Bi	Cu-W	Ni-Cr-P-Pb-Sb	As-Sr-Be-F	1020

Примечание. Участки: I – р. Инсар, 0,005 км ниже устья руч. Никитинского, по которому происходит сброс промышленных стоков; II – р. Инсар, 0,5 км ниже руч. Никитинского; III – р. Инсар, 50 км ниже устья руч. Никитинского; IV – устье Инсара; V – р. Алатырь, 160 км ниже руч. Никитинского; BCB – взвесь сточных вод, поступающих в р. Инсар с городских очистных сооружений;  $K_C$  – коэффициент концентрации относительно фона;  $Z_C$  – суммарный показатель загрязнения.

С эколого-биогеохимической точки зрения эпифитовзвесь является важным элементом речной экосистемы, с которым связан определенный трофический уровень. Эпифитовзвесь играет значимую роль в перераспределении химических элементов в речной среде, в трансформации их форм нахождения, в поставке поллютантов в водные растения и другие организмы. Установлено, высшая водная растительность способна извлекать химические элементы как из водной массы, так и из донных отложений. Обычно погруженные растения накапливают бóльшие их количества, нежели полупогруженные [39, 42, 48]. Это может свидетельствовать о существенном поглощении элементов растениями непосредственно из водной толщи. Довольно долго существовало предположение, что макрофиты извлекают и накапливают преимущественно химические элементы, растворенные в воде, и практически не реагируют на их взвешенные формы. Натурные и экспериментальные исследования, выполненные в последние годы различными исследователями, показывают, что водные растения способны поглощать металлы и из взвешенно-коллоидного материала, присутствующего в водной толще. Химические элементы, содержащиеся в эпифитовзвеси, также следует рассматривать как составную часть потоков веществ, поступающих в пищевую цепь и участвующих в биогеохимических процессах. При этом, очевидно, необходимо различать две стороны механизма их связывания растениями: образование обогащенной химическими элементами эпифитовзвеси на поверхности макрофитов и извлечение элементов растениями непосредственно из эпифитовзвеси. Известно, что окружающая растительные клетки слизь активно адсорбирует тяжелые металлы [24]. В техногенных условиях этому, судя по всему, способствует значительная обогащенность эпифитовзвеси органическим веществом. Различные представители эпи-

фитона, 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 [59]. Это приводит, с одной стороны, к еще большему увеличению содержания химических элементов в эпифитовзвеси (микроскопический эпифитон, в сущности, является неотъемлемой частью эпифитовзвеси). Есть сведения, что использование макрофитов в качестве индикаторов загрязнения водной массы некоторыми тяжелыми металлами, например свинцом (по интенсивности его накопления растительными тканями), не всегда эффективно, поскольку этот металл сорбируется растениями преимущественно в составе твердых частиц (по сути, и формирующих эпифитовзвесь), а не поглощается тканями растений непосредственно из водного раствора [17, 25]. С другой стороны, неоднородное распределение некоторых химических элементов в эпифитовзвеси, присутствующей на макрофитах, отобранных по продольному профилю реки, может быть обусловлено не только влиянием вторичных источников поступления поллютантов и физико-химическими преобразованиями минеральной части эпифитовзвеси, но и пространственно-временными изменениями качественного и количественного состава биоценозов обрастающих [31]. Не исключено, что пространственно-временная динамика биологического состава речного микроскопического перифитона играет определенную роль в регулировании содержания металлов в эпифитовзвеси.

Механизмы непосредственного поступления химических элементов из осаждаемой на поверхности водных растений речной взвеси (т. е. из эпифитовзвеси) в растительные растворы изучены плохо. Тем не менее известно, что поглощение тяжелых металлов многими растениями из внешней среды в определенной мере осуществляется посредством начальной пассивной адсорбции [4, 17]. Безусловно, высокие концентрации химических элементов в эпифитовзвеси априори определяют интенсивность этого процесса. Для многих химических элементов предварительное накопление их в данном компоненте водной среды может являться одним из обязательных условий последующего проникновения (как пассивного, так и активного) в клетки растений. Эпифитовзвесь, содержащая значительные количества металлов, создает их избыток в окружающей растительные клетки среде. Не исключено, что сразу после адсорбции металлов на поверхности макрофитов, особенно слизи, поллютанты благодаря диффузии поступают в растительные клетки, где способны формировать комплексы с внутриклеточным веществом растений. Некоторые химические элементы, присутствующие в эпифитовзвеси в виде относительно нерастворимых оксидов, могут абсорбироваться через поверхность листьев в раствор. Например, для растений суши установлено, что на интенсивность поглощения химических элементов их органами влияют процессы образования слизистой пленки, выделения клеточной органики, гуттации и других растительных экзометаболитов [55]. Металлы, присутствующие на листьях наземных растений в виде так называемого верхнего аэрозольного покрытия, способны проникать в листья через устьица [4]. Влияние прижизненных метаболитов на накопление химических элементов пресноводными растениями также достаточно велико, но проявляется различно. В частности, метаболиты могут способствовать увеличению накопления одних металлов и снижению количества других [5, 13, 14]. Особенно легко водородными усваиваются химические элементы, связанные с коллоидальными частицами. Так, Х.У. Харвей (1949) установил, что морские растительные организмы активно сорбируют на своей поверхности коллоидальные мицеллы гидроксида трехвалентного железа, которые затем весьма эффективно поглощаются растительными клетками (цит. по [24]). Н.К. Христофорова и др. [25] показали, что утилизация тяжелых ме-

таллов морскими водорослями происходят 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 [40]. Например, после соскабливания верхних слоев стеблей в фукусах заметно снижались концентрации Fe и Mn [44, 45]. Активное осаждение взвешенных частиц и коллоидов гидроксида железа на поверхности макрофитов подтверждено экспериментами [41]. Следует отметить, что очень высокие концентрации Fe и Mn (при значительной вариации их содержаний) в макрофитах, о которых сообщается в литературе [16, 17], 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 [16] приводятся данные о том, что зольность макрофитов дельты Волги зависит от гидродинамических условий водотоков: наименьшая зольность была характерна для проточных водотоков, максимальная – для застойных участков гидросети. Аналогичная тенденция наблюдалась и для валового содержания в водных растениях некоторых металлов. К сожалению, авторы цитируемой работы не сообщают о процедуре предварительной подготовки макрофитов к химическим анализам (например, о степени освобождения их от эпифитовзвеси и т. п.). Это дает основание предположить, что отмеченная особенность распределения зольности и содержаний металлов обусловлена тем, что в ходе анализов исследовалось не только «чистое» вещество макрофитов (собственно растительные ткани), но осажденная на них речная взвесь, в том числе прочносвязанные с поверхностью растений гидроксиды Fe и Mn.

С.А. Патин и др. [18], выясняя поглощение и накопление  $^{54}\text{Mn}$  и  $^{65}\text{Zn}$  одноклеточными водорослями, сделали вывод о фиксации металлов клетками водорослей вследствие локального повышения pH на их поверхности на свету и последующего закрепления в структуре растительных клеток в темноте. Выделяющаяся при дыхании углекислота, подкисляя пограничный с клетками слой среды, нейтрализует сорбированные гидроксиды металлов. В результате образуются свободные ионы металлов, которые легко вступают в связь со структурой клетки. Этот механизм накопления, по мнению авторов, справедлив для элементов-гидролизаторов (Fe, Mn, Zn, Co, Cd и др.) и, судя по всему, свойствен любым фотосинтезирующим поверхностям в водной среде. Таким образом, сорбированные на поверхности макрофитов нерастворимые гидроксиды металлов в процессе дыхания и подкисления тонкого пограничного слоя за счет выделяемого  $\text{CO}_2$  способны переходить в ионные формы, которые затем фиксируются в клеточных структурах. Кроме того, в листьях некоторых макрофитов содержится довольно много шавелевой и аскорбиновой кислот, что также может способствовать растворению содержащихся в эпифитовзвеси тяжелых металлов, особенно при их проникновении в растительные ткани. Установлено, что определенная доля тяжелых металлов присутствует в эпифитовзвеси в виде относительно подвижных соединений [31], легко подверженных растворению в условиях подкисления пограничного с клетками слоя среды и, таким образом, доступных для растений. По мнению [12], 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 [12]), 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. 2).

Таблица 2. Коэффициенты концентрации ( $K_c$ ) тяжелых металлов в макрофитах (1) и в эпифитовзвеси (2) р. Инсар в зоне влияния г. Саранска [31]

Ниже сброса сточных вод, км	Ni		Zn		Mo		Ag		Cd		Pb	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
0,005	10	10	16	9	4	31	2	7	60	77	3,1	11
1	2,6	9,4	3	6	2	17	1,5	2	20	25	1,9	9
20	1,5	7,8	5	12	5	35	3	16	34	23	1,6	3
40	2,2	5,4	5	4	2,5	12	2	8	11	20	1,2	3

Как уже отмечалось, с экологической точки зрения эпифитовзвесь может рассматриваться как среда обитания перифитона, геохимические характеристики которой, безусловно, оказывают существенное влияние на деятельность многих его представителей. В частности, на погруженных макрофитах нередко в значительных количествах накапливается дисперсный карбонат кальция, что позволяет говорить о так называемом известковом перифитоне [47]. Изучение химического состава эпифитовзвеси, формирующейся в р. Нуре (Центральный Казахстан) в зоне интенсивного техногенного загрязнения, показало, что доля кальцита в ее составе достигает 22,6% (в техногенных речных илах – 1,8%), содержание кремнезема – 8,6% (в илах – 21,5%) [33, 35]. Эпифитовзвесь отличается от фонового аллювия и техногенных илов своеобразным химическим составом, что особенно ярко проявляется в высоких содержаниях карбонатов и в резко пониженном уровне кремнезема (табл. 3). Наличие в эпифитовзвеси значительных количеств карбонатов кальция (карбонатных новообразований) априори обуславливает формирование карбонатных соединений некоторых тяжелых металлов, способных к преобразованию в условиях окружающей среды и относительно доступных для живых организмов.

Таблица 3. Химический состав эпифитовзвеси, техногенных илов и фонового аллювия, р. Нура, Центральный Казахстан, % [33, 35]

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	0,06
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
H <sub>2</sub> O <sup>-</sup>	2,58	1,23	0,26
H <sub>2</sub> O <sup>+</sup>	4,81	2,60	-
SO <sub>3</sub>	0,95	0,78	< 0,1
CO <sub>2</sub>	26,30	1,34	0,13
Потери при прокаливании	9,72	9,91	1,73

Эпифитовзвесь можно рассматривать 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, во-первых, приводить к существенному сокращению притока солнечной энергии к фотосинтезирующим клеткам растений и тем самым нарушать процесс синтеза хлорофилла; во-вторых, способствовать интенсификации химических процессов посредством воздействия на растения кислотных и щелочных компонентов речной взвеси. Эпифитон, например, очень чувствителен к евтрофированию и активно реагирует на изменение количества поступающей солнечной радиации [37]. Активное образование эпифитовзвеси в зонах загрязнения несомненно оказывает негативное влияние на функционирование этого компонента водных систем. При повышенной мутности вод, способствующей образованию эпифитовзвеси, т. е. созданию таких условий, когда органоминеральные компоненты эпифитовзвеси заметно доминируют над организмами перифитона, водоросли последнего могут активно поглощать выделяемый макрофитами кислород, способствуя возникновению его дефицита.

Не исключено, что эпифитовзвесь, особенно обогащенные органическим веществом ее хлопьеобразные скопления, столь характерные для зон техногенного загрязнения, являются средой, где осуществляются процессы метилирования ртути и ряда других химических элементов. Например, относительно недавно была установлена важная роль перифитонных сообществ, распространенных в эверглейдах Флориды, в метилировании ртути [47]. Натурными и экспериментальными исследованиями доказана роль перифитона (включая эпифитон), связанного с корнями макрофитов, распространенных в пойменных озерах бассейна Амазонки, в метилировании ртути [49-51, 56, 58, 60]. Было показано, что связанный с корнями перифитон является важной биогеохимической средой и важным звеном для биометилирования ртути в экосистемах затопляемых пойм бассейна Амазонки. Например, общее содержание ртути в эпифитном материале, собранного с корней плавающих макрофитов, образующих подстилку на пойме р. Тапажос (приток р. Амазонки), составляло 2-8,5 нг/г сухой массы [60]. Доля метилртути от общей ртути в эпифитоне, достигающая 1,55-8,33%, коррелировала с содержаниями органического углерода и азота. Корневая зона плавающих макрофитов и затопляемый органический горизонт почв лесного массива Игапо были единственными местами в системе реки, где метилртуть обнаруживалась в существенных количествах в воде и отложениях (табл. 4).

Таблица 4. Концентрации метилртути и темпы метилирования на пойме р. Тапажос [60]

Место	Ртуть общая, нг/г		Метилртуть, нг/г		Метилртуть, %		Диапазон метилирования, %
	Среднее	Интервал	Среднее	Интервал	Среднее	Интервал	
Фильтрованная вода (фильтр 0,2 мкм)		0,62-2,58		<0,022-0,24		<1,3-22,2	< 0,03*
Органоминеральный сестон	345	191-534	8	2-26	2,4	0,6-7,3	-
Эпифитон	158	100-254	5	2-8	3,5	1,3-6,1	3,4-5,4
Лесная подстилка	160	127-193	5,9	4,1-8	3,7	2,6-4,3	3,2-3,6 **
Отложения в зарослях макрофитов	197	195-198	1,3	1,33-1,4	0,67	0,64-0,70	2,3-8,9
Отложения открытой акватории озер	192	190-209	0,08	0,06-0,10	0,04	0,04-0,05	0,2-0,35

\* Концентрации в нг/л.

\*\* Поверхностный слой в затопляемых почвах.

По данным [51], чистая продукция метилртути в перифитоне, связанного с живыми или уже разложившимися корнями макрофитов, образующих подстилку на пойме или

произрастающих в пойменных озерах бассейна Амазонки, составляла в среднем 13,8% (диапазон 0,28-35%), тогда как в поверхностном слое пойменных отложений она была в пределах 0,022-2,5% (среднее 0,6%).

Таким образом, можно предположить, что в условиях техногенного загрязнения эпифитовзвесь может являться компонентом речной среды, активно поддерживающим метилирование ртути, интенсивность концентрирования которого в эпифитовзвеси очень часто намного выше, нежели в других компонентах речной экосистемы (табл. 5). Кроме того, в зонах техногенного загрязнения существенная доля ртути присутствует в эпифитовзвеси в подвижных формах, что подтверждается результатами термического атомно-абсорбционного анализа, свидетельствующих о значительном выделении ртути при низких температурах нагрева образцов (табл. 6).

Таблица 5. Ртуть в различных компонентах рек Инсар и Алатырь (Республика Мордовия) [28]

Уча- сток	Эпифитовзвесь		Макрофиты		Техногенные илы		Вода			
	мг/кг	$K_C$	мг/кг	$K_C$	мг/кг	$K_C$	Взвесь		Раствор	
							мкг/л	$K_C$	мкг/л	$K_C$
I	15	500	0,3	6	4,8	240	0,41	5	0,10	2
II	5	170	0,2	4	0,9	45	0,25	3	0,06	1,2
III	1	33	0,1	2	0,05	2,5	0,08	1	0,05	1
IV	0,15	5	0,05	1	0,03	1,5	0,08	1	0,05	1
V	0,03	1	0,05	1	0,02	1	0,08	1	0,05	1

Примечание. Участки: I – устье ручья Никитинского, дренирующего промышленную зону г. Саранска, II – р. Инсар, 1 км ниже ручья, III – р. Инсар, 50 км ниже ручья, IV – р. Алатырь, 160 км ниже ручья, V – фоновый;  $K_C$  – коэффициент концентрации относительно фона.

Таблица 6. Ртуть в эпифитовзвеси р. Нуры в зоне влияния химического завода [29]

Ниже ГКС, км	Ртуть, вал, мг/кг	$K_C$	Выход ртути (в % от вала) из образца эпифитовзвеси при различных интервалах температуры его нагрева, °С				
			20-100	100-200	200-300	300-400	400-500
			0,05	21,36	486	11,2	82,0
4,75	19,16	436	1,6	82,4	6,8	2,5	6,7
6,75	17,56	399	7,5	88,9	2,5	0,5	0,6
10	9,43	214	28,0	62,5	5,8	2,2	1,5
15	3,13	71	18,6	63,5	5,4	3,8	8,7
20	4,96	113	29,6	56,6	4,6	2,7	6,5
25	6,53	148	10,6	81,7	2,7	1,4	3,6
49	0,86	20	24,6	59,2	4,2	4,5	7,5
75	0,71	16	11,6	56,6	5,2	7,4	19,2

Примечание. ГКС – Главная канава стоков, по которой осуществляется сброс сточных вод с очистных сооружений;  $K_C$  – коэффициент концентрации относительно фона.

Необходимо отметить, что образование речной эпифитовзвеси и интенсивное концентрирование в ней химических элементов в определенной мере способствуют временному удалению загрязняющих веществ из водного миграционного потока, что, отчасти, играет положительную роль в детоксикации водной среды. Установлено [38], что в ходе деструкции отмерших макрофитов в течение года (с октября по сентябрь) разлагается только лишь ~ 40% воздушно-водной растительности (гелофитов, основными представителями которых являются тростник, камыш, рогоз; темпы разложения гидатофитов – погруженных растений, особенно интенсивно сорбирующих речную взвесь, могут быть более высокими). Даже через два года порядка 40% остатков тростника и камыша все еще оставались неразложившимися [22]. Содержащиеся в полуразложившихся макрофитах (и в связанной с ними эпифитовзвеси) химические элементы на относительно длительный



срок исключаются из круговорота веществ, существующего в водной экосистеме. Определенная часть отмерших макрофитов может выноситься половодьем и паводками за пределы речного русла, на пойму, где они, однако, могут оказывать существенное влияние на биогеохимические особенности отложений стариц [43] и, в определенной степени, на состав пойменных почв, а также, как отмечалось выше, являться местом образования метилртути. Тем не менее осенью при осадении 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, способно было повысить содержание данного металла в растворе озерных вод на 1 мкг/л [57]. Показано [22], что большинство макрофитов наиболее интенсивно разлагается в первые 3-4 недели после отмирания. Возможно, что именно в этот период особенно активно будут высвобождаться в воду и поллютанты, связанные с эпифитовзвесью.

Таким образом, эпифитовзвесь является важным компонентом речной экосистемы, с которым связан определенный трофический уровень, и играет существенную роль в поставке поллютантов в водные растения и другие гидробионты, в перераспределении и миграции химических элементов, в трансформации их форм нахождения и в протекающих в реках биогеохимических и геохимических процессах. Существующие подходы к моделированию распределения и действия химических элементов и их соединений в речных экосистемах должны учитывать факт их «концентрированного» нахождения в эпифитовзвеси, что определяет необходимость дальнейшего изучения экологической роли и биогеохимических особенностей эпифитовзвеси 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. 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. семинара, 30 мая – 2 июня 2006 г., Миасс, Челябинская область. – Челябинск: Библиотека А. Миллера, 2006, с. 28-29.
2. Биологический энциклопедический словарь. – М.: Сов. энциклопедия, 1989. – 864 с.
3. Геохимический способ выявления и оценки зон техногенного загрязнения рек. Патент № 2205401. Россия, МПК<sup>7</sup> G 01 N 33/18. Ин-т минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов. Янин Е.П. № 2001131942/04: Заявл. 28.11.2001; Опубл. 27.05.2003. (Зарегистрирован в Государственном реестре изобретений РФ 27 мая 2003 г.).
4. Загрязнение воздуха и жизнь растений: Пер. с англ. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 535 с.
5. Зернов С.А. Общая гидробиология. – М.-Л.: Биомедгиз, 1934. – 503 с.
6. Золотухина Е.Ю., Гавриленко Е.Е., Бурдин К.С. Некоторые аспекты накопления и выведения ионов металлов водными макрофитами // Биол. науки, 1990, № 12, с. 110-117.

7. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы в системе почва-растение. – Новосибирск: Наука, 1991. – 151 с.
8. *Комулайнен С.Ф.* Перифитон реки Кенти // Влияние техногенных вод горно-обогатительного комбината на водоемы системы реки Кенти. – Петрозаводск, 1995, с. 47-60.
9. *Комулайнен С.Ф.* Перифитон рек Ленинградской, Мурманской областей и Республики Карелия. – Петрозаводск, 1996. – 39 с.
10. *Комулайнен С.Ф.* Фитоперифитон рек Республики Карелия // Ботанический журнал, 2004, т. 89, № 3, с. 18-35.
11. *Комулайнен С.Ф.* Экология фитоперифитона малых рек Восточной Финноскандии. – Петрозаводск, 2004. – 182 с.
12. *Косятова В.А., Эйно Л.О.* Эпифитон пресноводных водоемов и его роль в формировании качества воды // Водные ресурсы, 1992, № 5, с. 110-121.
13. *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
14. *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.
15. *Леонова Г.А.* Биогеохимическая индикация природных и техногенных концентраций химических элементов в компонентах водных экосистем (на примере водоемов Сибири) // Электронный журнал «ИССЛЕДОВАНО В РОССИИ» / <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2004/197pdf>.
16. *Лычагина Н.Ю., Касимов Н.С., Лычагин М.Ю.* Биогеохимия макрофитов дельты Волги. – М.: Географический ф-т МГУ, 1998. – 84 с.
17. *Мур Дж.В., Рамамурти С.* Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния: Пер. с англ. – М.: Мир, 1987. – 288 с.
18. *Патин С.А., Ткаченко В.Н., Федотова А.Б.* Поглощение и накопление  $^{54}\text{Mn}$  и  $^{65}\text{Zn}$  хлореллой // Тр. ВНИРО, 1974, т. 100, с. 58-62.
19. *Протасов А.А.* Перифитон: терминология и основные определения // Гидробиологический журнал, 1982, 18, № 1, с. 9-13.
20. *Протасов А.А.* Исследования пресноводного перифитона в Советском Союзе // Гидробиологический журнал, 1984, № 5, с. 3-16.
21. *Протасов А.А.* Пресноводный перифитон. – Киев, 1994. – 308 с.
22. *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.
23. *Реймерс Н.Ф.* Основные биологические понятия и термины. – М.: Просвещение, 1988. – 319 с.
24. Физиология растительных организмов и роль металлов. – М.: Изд-во МГУ, 1988. – 157 с.
25. *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.
26. *Янин Е.П.* Ртуть в окружающей среде промышленного города. – М.: ИМГРЭ, 1992. – 169 с.

27. Янин Е.П. Тяжелые металлы в эпифитовзвеси – индикаторы техногенного загрязнения рек // Разведка и охрана недр, 1995, № 6, с. 27-28.
28. Янин Е.П. Эпифитовзвесь – индикатор загрязнения речных систем тяжелыми металлами // Водные ресурсы, 1999, 26, №6, с. 731-734.
29. Янин Е.П. Ртуть в эпифитовзвеси реки Нуры как индикатор техногенного загрязнения // Геология и геофизика, 2000, 41, № 7, с. 1074-1077.
30. Янин Е.П. Особенности распределения ртути в речной эпифитовзвеси // Эколого-геохимические проблемы ртути. - М.: ИМГРЭ, 2000, с. 130-138.
31. Янин Е.П. Эпифитовзвесь – новый индикатор загрязнения речных систем тяжелыми металлами. – М.: ИМГРЭ, 2002. – 51 с.
32. 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.
33. 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.
34. Янин Е.П. Новый биогеохимический способ выявления и оценки зон техногенного загрязнения рек // Биогеохимическая индикация аномалий. Мат-лы V Биогеохимических чтений. Посв. памяти В.В. Ковальского. 8 июня 2004 г. – М.: Наука, 2004, с. 33-37.
35. Янин Е.П. Химический состав и минералогические особенности техногенных илов реки Нуры. – М.: ИМГРЭ, 2004. – 22 с.
36. Янин Е.П. Использование эпифитовзвеси для выявления и оценки техногенного загрязнения рек химическими элементами // Экологические системы и приборы, 2005, № 11.
37. Aizaki M. Seasonal change in standing crop and production of periphyton in the Tamagava River // Jap. Ecol., 1978, 28, p. 123-134.
38. Andersen F.Q. Effects of nutrient level on the decomposition of *Phragmites communis* Trin // Arch. Hydrobiol., 1978, Bd. 84, H. 4, s. 528-550.
39. Aulio K. Aquatic macrophytes as indicators of heavy metal pollution // Vesientutkimuslaitok. julk., 1986, № 68, p. 171-174.
40. Barnett B.E., Ashroft C.R. Heavy metals in *Fucus vesiculosus* in the humber estuary // Environ. Pollut., 1985, B9, № 3, p. 193-213.
41. Boney A.D. Marine algae as collectors of iron ore dust // Mar. Pollut. Bull., 1978, v. 9.
42. Breck W.C. Organisms as monitors in time and space of marine pollutants // *Thalassia Jugoslavica*, 1978, 14, № 1/2.
43. Boon P.I., Sorrell B.K. Biogeochemistry of billabond sediments. I. The effect of macrophytes // *Freshwater Biol.*, 1991, 28, № 2, p. 209-226.
44. 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.
45. 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.
46. 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).

47. *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.
48. *Ganje T.J., Elseewi A.A., Page A.L.* Trace element accumulation in aquatic plants: A literature review // *Trace Substances Envir. Health – XXII: Proc. Univ. Missouri's 22<sup>nd</sup> Annu. Conf.*, St. Louis, Mo, May 23-26, 1988. – Columbia (Mo), 1988, p. 442-462.
49. *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.
50. *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.
51. *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.
52. *Hamsher S.E., Vis M.L.* Utility of the periphyton index of biotic integrity (PIBI) as an indicator of acid mine drainage impacts in southeastern Ohio // *J. of Phycology*, 2003, 39, № S1, p. 20-21.
53. *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.
54. *Komulainen S.* Use of phytoperiphyton to assess water quality in north-western Russian rivers // *J. of Appl. Phycology*, 2002, 14, № 1, p. 57-62.
55. *Krause G.H.M., Kaiser H.* Plant response to heavy-metals and sulphur dioxide // *Environ. Pollut.*, 1977, 12, p. 63-71.
56. *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.
57. *McIntosh A.W., Shephard B.K., Mayes R.A. et al.* Some aspects of sediment distribution and macrophyte cycling of heavy metals in a contaminated lake // *J. Environ. Quality*, 1978, 7, p. 301-305.
58. *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).
59. *Ramelow G.J., Maples R.S., Thompson R.L. et al.* Periphyton as monitors for heavy metal pollution in the Calcasieu River estuary // *Environ. Pollut.*, 1987, 43, № 4, p. 247-261.
60. *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.
61. *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.
62. *Winter J.G., Duthie H.C.* Effects of urbanization on water quality, periphyton and invertebrate communities in a southern Ontario stream // *Canad. Water Res. J.*, 1998, 23, № 3, p. 245-258.