

К ПРОБЛЕМЕ РЕГЛАМЕНТАЦИИ ОТВЕДЕНИЯ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ЕСТЕСТВЕННЫЕ ВОДОТОКИ*

© 2015 г. А.П. Лепихин^{1,2}, С.И. Головачева³

¹ Горный институт Уральского отделения Российской академии наук, г. Пермь

² ФГУП «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов», Камский филиал, г. Пермь

³ ФГБНУ «Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства», Пермское отделение, г. Пермь

Ключевые слова: взвешенные вещества, регламентация загрязнения, водные объекты.



А.П. Лепихин



С.И. Головачева

Проанализирована действующая система регламентации поступления взвешенных веществ в водные объекты. Показано, что действующие нормативы ПДК, основанные на допустимых превышениях над «фоновым» содержанием, внутренне противоречивы и неэффективны. Необходимо учитывать значительно более широкий комплекс определяющих факторов.

Взвешенные вещества (ВВ) являются одними из наиболее распространенных контролируемых и регламентируемых показателей качества воды. При этом под термином «взвешенные вещества», как правило, подразумеваются присутствующие в естественных водоемах природные минеральные вещества – песок, различные глины, ил, породы, слагающие русло водотока, планктон и другие микроорганизмы. Однако в настоящее время действующая система нормирования сброса взвешенных веществ в водные объекты не имеет серьезного научного обоснования.

Еще в 1947 г. С.Н. Черкинский – основоположник введения в СССР единых общесоюзных нормативов ПДК для водных объектов – относительно взвешенных веществ писал [1]: «...достоин внимания также вопрос:

* Работа выполнена при поддержке Проекта РНФ № 14-17-00672 «Новые факторы загрязнения водных объектов и меры по снижению его негативного воздействия на качество вод».

в какой мере обоснованы значения допустимых нагрузок?». Призыв к обоснованию данных нормативов обусловлен тем, что в их основу были положены весьма ограниченные материалы Английской королевской комиссии по пресноводному рыболовству, опубликованные в 1912 г. [1]. За прошедшие с введения общефедеральных нормативов более чем 60 лет эти нормативы практически не изменились, переходя из одного нормативного документа в другой.

При этом, как правило, принимается, что взвешенные вещества химически нейтральны и могут изменять прозрачность, органолептические свойства воды и оказывать механическое воздействие на гидробионтов.

Наряду с отрицательным механическим воздействием на экосистемы водных объектов взвешенные вещества выступают и в качестве транспорта, переносчика высокотоксичных поллютантов. Регламентация отведения ВВ существенно усугубляется тем, что совокупность ингредиентов, объединяемых общим термином «взвешенные вещества», может значительно отличаться по токсикологическим свойствам вследствие различия их химического и дисперсионного состава.

В целом в проблеме регламентации ВВ можно выделить пять аспектов.

1. Метрологический, обусловленный требованиями корректности и точности измерений ВВ. Сопоставимость прямых (весовых) и косвенных методов. Отбор проб на выполнение прямых методов анализа, с одной стороны, вносит возмущения в поток и вызывает неизбежные отклонения в измеряемых показателях, с другой, в силу своей громоздкости делает весьма затруднительным проведение детальных съемок водных объектов. Косвенные методы из-за минимизации размеров датчиков, как правило, вносят значительно меньшие искажения и технологически позволяют проводить детальные съемки крупных водных объектов. Однако косвенные методы не определяют весовое содержание ВВ в единице объема, а определяют изменение каких-либо физических показателей воды, обычно – изменение прохождения электромагнитных или акустических волн в зависимости от концентрации ВВ. Проблема состоит в том, что на изменение условий прохождений данных волн существенное влияние оказывает не только концентрация, но и сам состав этих взвешенных веществ. Поэтому принципиальным является вопрос: насколько корректным может быть абстрагирование от состава взвешенных наносов при решении конкретных экологических задач.

2. Гидродинамический – сопоставительный анализ особенностей распределения ВВ на рассматриваемом протяженном участке определенного водного объекта как в естественном состоянии, так и в условиях техногенных нагрузок.

3. Статистический – оценка характерных расчетных значений содержания ВВ как в фоновых, так и в контрольных створах.

4. Токсикологический – анализ влияния различных характеристик ВВ (концентрация, минералогический и дисперсионный состав) на различные тест-объекты.

5. Физико-химический – оценка ВВ как источника поступления в водные объекты гетерофазнонеконсервативных поллютантов. Техногенные взвешенные наносы, вследствие высокой сорбционной емкости, могут выступать при определенных условиях как переносчики ряда токсичных металлов и способствуют их депонированию в донных отложениях.

Согласно действующим нормативно-методическим документам, регламентация содержания ВВ в водном объекте, в отличие от других загрязняющих ингредиентов, основывается не на установлении определенных предельно допустимых концентраций (ПДК) в контрольном створе, а на нормировании превышения над фоновыми концентрациями (S_{ϕ}) [2]. Допускается такой сброс ВВ, при котором для максимальных концентраций ВВ в контрольных створах ($S_{\text{ПДК}}$) при минимальных лимитированных расходах водотоков-приемников выполняется неравенство

$$S_{\text{ПДК}} \leq S_{\phi} + \Delta S. \quad (1)$$

При этом для водотоков первой категории содержание ВВ не должно увеличиваться больше, чем на $\Delta S = 0,25$ м/л, для второй $\Delta S = 0,75$ мг/л. В качестве минимального лимитированного расхода водотока-приемника используют минимальный среднемесячный расход года 95 % обеспеченности. За рубежом примеры построения критериев допустимого содержания ВВ в реках также строятся на основе оценки допустимых превышений их фонового содержания. Однако при этом рассматривают только естественные речные наносы [3].

Решение практических вопросов нормирования сброса сточных вод, содержащих ВВ, на основе существующих принципов сталкивается с существенными методическими трудностями, связанными, в первую очередь, с их внутренней противоречивостью. Методические противоречия при нормировании сброса ВВ по соотношению (1) начинают возникать даже в интерпретации фонового створа для установления расчетной фоновой концентрации ВВ – $S_{\phi}(Q)$. Если для каждого из водовыпусков рассматривать индивидуальные фоновые створы, расположенные непосредственно выше водовыпуска, например в 1 км, то при каскаде относительно близкого их расположения возможен постепенный рост $S_{\phi}(Q)$, при котором нижерасположенные водовыпуски будут поставлены в более привилегированное положение, чем расположенные выше.

Установление единого для всех водовыпусков створа, расположенного выше зоны активного антропогенного воздействия, также методически

неверно, т. к. концентрация ВВ в русловых потоках определяется совокупностью гидравлических и морфометрических параметров и изменяется по длине водотока даже при отсутствии антропогенного воздействия. Кроме того, концентрация ВВ в водотоках в естественных условиях на один-два порядка изменяется в зависимости от расхода воды, поэтому возникает вопрос: «какие значения принимать в качестве расчетных?».

Если рассматривать в качестве расчетных средние значения $S_{\phi}(Q)$ за межливневый период, то они существенно не согласуются с минимальными нормативными расходами, на которые проводят расчет разбавления загрязняющих ингредиентов. В то же время использование $S_{\phi}(Q_{\text{норм}})$ – фоновая концентрация ВВ, соответствующая расчетному нормативному расходу $Q_{\text{норм}}$ в соотношении (1), приводит к неоправданно жестким требованиям по глубине очистки, когда содержание ВВ в отводимых стоках должно устанавливаться на уровне их естественного содержания, какое может быть в течение одного месяца раз в 20 лет.

При практическом использовании соотношения (1) возникает чисто метрическая проблема идентификации такого уровня загрязнения. Если характерная погрешность оценки содержания ВВ в отобранной пробе составляет ~10 % [4], то даже при характерном содержании ВВ в естественных водоемах ~10 мг/л невозможно устойчиво выделять превышения на 0,75 мг/л и тем более на 0,25 мг/л.

В достаточно общем случае при нормировании сброса загрязняющих ингредиентов могут быть использованы три различных методических подхода:

- установление некоторых абсолютных пороговых предельно допустимых концентраций $S_{\text{ПДК}}$ по аналогии с другими загрязняющими ингредиентами;
- задание предельных превышений над фоновым уровнем, что реализуется в действующих нормативно-методических документах;
- регламентация, исходя из минимизации функционала затрат на проведение водоохраных мероприятий и ущерба, причиненного сбросом ВВ, водному объекту.

Следует подчеркнуть, что можно легко сформулировать достаточно большое количество аргументов как «за», так и «против» каждого из этих подходов. В то же время необходимо учитывать, что ВВ являются необходимым и обязательным компонентом любого естественного руслового потока, обеспечивая устойчивость его функционирования. При этом их концентрация при заданном дисперсионном составе является возрастающей функцией от расхода воды.

В настоящее время регламентация выбросов абсолютного большинства загрязняющих ингредиентов как в водные объекты, так и в атмосферу

строится на основе порогового принципа, предполагая при этом, что функция ущерба имеет ступенчатый характер. При $S \leq S_{\text{ПДК}}$ ущерб равен нулю, при $S > S_{\text{ПДК}}$ может быть неограниченно большим. В соответствии с этим принципом антропогенное воздействие не приводит к отрицательному воздействию только в случае, если $S \leq S_{\text{ПДК}}$. Следует отметить, что «пороговость» является характерной особенностью большинства достаточно сложных нелинейных систем. В нашей стране этот принцип был заложен А.И. Сысиным и развит в работах С.Н. Черкинского и в настоящее время считается основным методическим подходом к санитарно-гигиеническому и рыбохозяйственному нормированию антропогенных нагрузок [5].

Следует отметить, что при разработке первых нормативов по сбросу ВВ активно использовали все три подхода. В первом и втором подходе подразумевалось наличие для ВВ ПДК ~ 30 мг/л, а в третьем наряду с использованием соотношения (1) предполагался учет технико-экономических показателей имеющихся водоочистных технологий [6].

Вопросу влияния ВВ на основные звенья биоценоза пресноводных водоемов (фитопланктон, зоопланктон, бентос, ихтиофауна) посвящен ряд исследований [7–15] и др. Наиболее полно этот вопрос освещен в работе Дж. Алабастера и Г. Ллойда [16], выполненной на основании материалов Европейской комиссии по пресноводному рыболовству, в которой отмечается, что в качестве концентрации ВВ, не оказывающей влияния на пресноводное рыболовство может быть принята абсолютная величина $S_{\text{ПДК}} = 25$ мг/л [16]. Эти данные согласуются с материалами работ В.В. Русанова [17] и др., а также с величинами ПДК, принятыми для ВВ в США, Англии, Франции и Японии [18]. Принятые в ряде стран значения $S_{\text{ПДК}}$ для ВВ представлены в таблице.

В качестве основного недостатка данного подхода регламентации указывается на то, что при использовании единых $S_{\text{ПДК}}$ не учитываются реальные специфические особенности конкретных водных объектов,

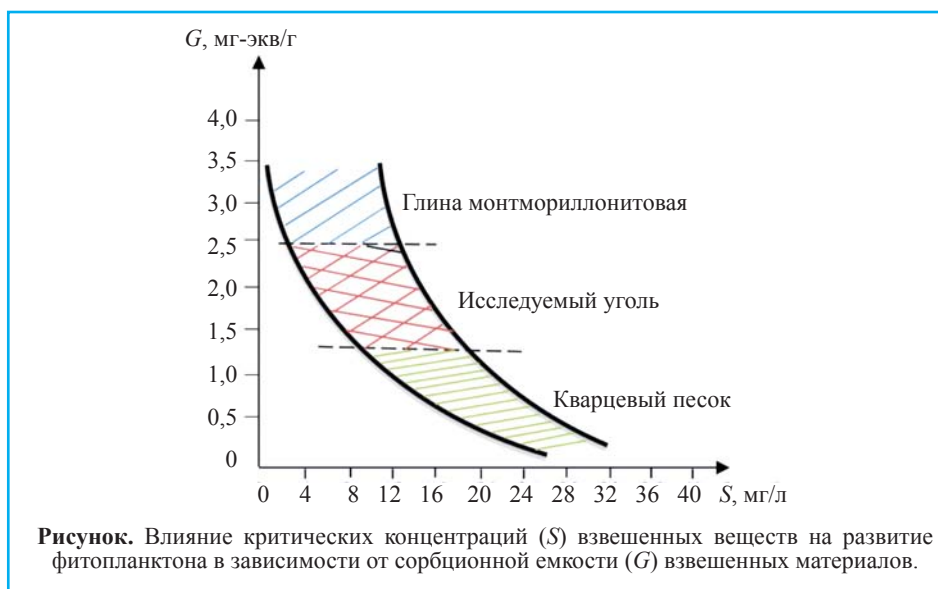
Таблица. Предельно допустимые концентрации взвешенных веществ, принятые в разных странах, по [18]

Страны	Предельно допустимые концентрации, мг/л	Отклонения, мг/л
Англия	30	5
Польша	20	5
США	30	5
Скандинавские страны	Не нормируется	
Япония	25–50	
Франция	30	

а для ВВ даже их состав. Как отмечал М.М. Камшилов [19], ПДК, предусматривающие сохранение экологического благополучия водных экосистем для водных объектов, различающихся по своей структуре и трофности, будут различны.

Нормирование антропогенных нагрузок веществ двойного генезиса на основе фоновых значений концентраций представляется экологически наиболее оправданным. Однако существенная естественная изменчивость фоновых характеристик в водотоках в значительной мере затрудняет его использование. Неясно даже для относительно простых экологических систем, какую долю от естественных вариаций могут составить экологически безопасные нагрузки. При этом экспериментально значительно сложнее установить безопасные ΔS , чем $S_{\text{ПДК}}$.

При регламентации отведения ВВ в водные объекты в качестве лимитирующего фактора, как правило, рассматривают гидробионты. С целью оценки воздействия различных концентраций ВВ на гидробионты были проведены экспериментальные исследования на представителях разных трофических уровней водной экосистемы: фитопланктон (*Scenedesmus quadricauda* Vreb.), зоопланктон (*Daphniamagna* Straus.), рыбы – форель (р. *Salmo*). В опытах использовали угольные частицы от 20 мк (30 %) до 5 мк и менее (70 %) в диапазоне концентраций 1,5–100,0 мг/л. Степень влияния различных мелкодисперсных взвесей (кварц, каолиновая и монтмориллонитовая глины, уголь) на водоросли возрастает в зависимости от абсорбционной активности веществ, определяемой в значительной мере размером частиц (см. рисунок).



При одинаковой концентрации глинистая взвесь оказывает более сильное ингибирующее действие, чем кварцевая, обладающая меньшей поглощательной способностью. Действие различных глин на водоросли зависит от емкости катионного обмена: монтмориллонитовые глины влияют сильнее, чем каолиновые. Угольная взвесь оказывает сходное действие на фитопланктон с глинами монтмориллонитового типа. Безвредным по исследованным для водорослей параметрам является содержание угольных частиц в концентрации до 12 мг/л.

Содержание в воде взвеси до 20 мг/л не влияет на выживаемость дафний в хроническом опыте. В опыте на поколениях рачков при содержании ВВ свыше 10 мг/л происходит ухудшение их репродукционных способностей, измельчание особей последующих поколений. В 30-суточном опыте угольная взвесь в диапазоне концентраций от 1,5 до 50,0 мг/л не влияет на выживаемость сеголеток форели. Таким образом, экспериментальные исследования достаточно достоверно указывают, что угольная взвесь в концентрации 10–15 мг/л не оказывает значительного отрицательного влияния на гидробионтов.

При сбросе ВВ в водные объекты наблюдается не только изменение физических, химических свойств воды, но, в общем случае, и изменение свойств донных отложений [19]. Для того чтобы предупредить возможное заиливание водотоков, в действующих нормативно-методических документах предусматриваются достаточно малые размеры взвешенных частиц со скоростью оседания не более $\omega = 0,4 \cdot 10^{-3}$ м/с. При характерной плотности материала частиц $\rho \sim 2,65 \cdot 10^3$ кг/м³ и температуре воды 20 °С такая гидравлическая крупность соответствует характерным размерам частиц $d \sim 2 \cdot 10^{-4}$ м. Однако даже при таких малых размерах частиц их осаждение будет происходить, если $S_{сб} > S_{тр}$ (здесь $S_{сб}$ – содержание ВВ непосредственно в сбрасываемых стоках; $S_{тр}$ – транспортирующая способность водотока). Поэтому эффект возможного осаждения также необходимо учитывать при регламентации сброса.

Одним из основных механизмов, определяющих способность данной системы к саморегулированию, является наличие обратной функциональной связи между транспортирующей способностью потока и характером донной шероховатости. Русловой поток сохранит свою устойчивость только при $\partial S_{тр}(Z_p)/\partial z > 0$. В этом случае будет наблюдаться стабилизация значения $Z(x, Q(t), t)$ при $t \rightarrow \infty$.

Величина Δz допустимого заиливания определяется условиями экологической безопасности водотоков-приемников и зависит от гидрологических характеристик водотоков-приемников, особенностей развития донных организмов, сезона года. В [3] интенсивность осаждения взвешенных частиц рассматривается как важнейший фактор устойчивости функционирования донных гидробиоценозов.

В зависимости от концентрации загрязняющих ингредиентов на ВВ и в воде водотока-приемника ВВ могут выступать как дополнительный источник поступления загрязняющих веществ и как их утилизатор при преобладании сорбционных процессов [20–22]. Конкретная оценка роли ВВ возможна только на основе детальных натурных исследований и проведения соответствующих вычислительных экспериментов. Миграционной ролью ВВ можно пренебречь, если

$$\sum_{i=1}^N \frac{C_{\Phi i}}{C_{\text{ПДК}_i}} \leq 1 \quad \text{и} \quad \frac{\Gamma(C_{\text{В}i})}{C_i} \sim 1, \quad (2)$$

где N – количество загрязняющих ингредиентов, характеризующихся активной способностью к процессам сорбции-десорбции на ВВ и имеющих одинаковые показатели вредности;

$C_{\Phi i}$, $C_{\text{В}i}$ – концентрации i -го загрязняющего ингредиента в воде и на ВВ;
 Γ – изотерма сорбции.

Если концентрация подвижных форм микроэлементов на ВВ значительна, т. е. $C_{\text{В}i}/\Gamma \gg C_{\Phi i}$, то $S_{\text{М.Д}}$ – максимально допустимого содержания ВВ, при линейной изотермы сорбции, должна обеспечивать выполнение следующего неравенства:

$$S_{\text{М.Д}} \leq \frac{\rho [C_{\text{ПДК}} - C_{\Phi}]}{[C_{\text{В}} - C_{\text{ПДК}} \Gamma]}, \quad (3)$$

$$\frac{1}{1 + \Gamma \left[\frac{S_{\text{М.Д}}}{\rho} \right]} \sum_{i=1}^N \left[\frac{C_{\Phi i} + C_{\text{В}i} \left[\frac{S_{\text{М.Д}}}{\rho \Gamma} \right]}{C_{\text{ПДК}_i}} \right] \leq 1,$$

где ρ – плотность материала взвешенных частиц;

$C_{\text{В}}$ – концентрация подвижных форм микроэлементов на взвешенных частицах.

Таким образом, нормирование сброса взвешенных веществ в водотоки-приемники целесообразно проводить с учетом двух взаимно связанных критериев:

– обеспечения в контрольных створах водотоков экологически безопасных концентраций ВВ с учетом их минерального состава, дисперсионных характеристик и транспортируемых ими гетерофазнонеконсервативных поллютантов;

– гарантирования, с заданной надежностью предотвращения заиления водотока-приемника.

Ввиду недопустимости загрязнения водных объектов гетерофазнонеконсервативными поллютантами вследствие их сорбции-десорбции на ВВ целесообразно:

- устанавливать ПДК для ВВ, исходя из экологических и гидравлических особенностей водотоков (конкретные предложения были представлены выше);
- нормативный минимальный расход водотока должен назначаться с учетом особенностей трансформации загрязняющих веществ;
- при нормировании сброса ВВ необходимо учитывать процессы сорбции-десорбции на взвешенных частицах других загрязняющих ингредиентов (методические подходы и технологии таких расчетов даны в [20, 21]).

В то же время, если рассматриваются ВВ химически нейтральные, аналогичные по своему минеральному составу в фоновом створе, то в этом случае целесообразно проводить регламентацию сброса ВВ, исходя из норматива ПДК_{ВВ} ~ 15 мг/л. Данный норматив, предложенный в результате выполненных экспериментальных исследований, зарубежного и отечественного опыта, отвечает требованиям не только экологической достаточности, но и экономической целесообразности [3, 9, 10, 14, 17, 18, 20, 22] и др.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Черкинский С.Н. Санитарные условия спуска сточных вод в водоемы. М.: Изд-во МКХ РСФСР, 1957. 171 с.
2. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Утв. приказом МПР России № 333 от 17.12.2007.
3. Walsh N., Nell M., Luqey J. River sediment studies in Relation to juvenile pearl Mussels and Sal manias EPA. 2012. 65 p.
4. Контроль качества химических и биологических параметров окружающей среды. Энциклопедия «Экометрия» / под ред. Л.К. Исаева. СПб. 1998. 851 с.
5. Черкинский С.Н. Санитарные условия спуска сточных вод в водоемы (четвертое, переработанное и дополненное издание). М. 1971. 208 с.
6. ГОСТ В-1324–43. Промышленные предприятия. Санитарные нормы и правила проектирования. М. 1943.
7. Головачева С.И. Особенности влияния различных типов взвешенных веществ на фитопланктон: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1984. 16 с.
8. Лесников Л.А. Разработка нормативов допустимого содержания вредных веществ в воде рыбохозяйственных водоемов // Науч. тр. ГосНИОРХ. 1979. Вып. 144. С. 3–41.
9. Лепихин А.П., Головачева С.И., Казакова Н.С., Беличенко Ю.П. Решение вопроса нормирования сброса минеральных взвешенных веществ в водотоки-приемники // Экспресс-информация Минводхоза СССР. Сер. Комплексное использование и охрана водных ресурсов. Вып. 7. М. 1988. С. 16.
10. Русанов В.В., Зюсько А.Я., Ольшванг В.Н. Состояние отдельных компонентов водных биоценозов при разработке россыпных месторождений дражным способом. Свердловск. 1990. С. 47–49.
11. Горбунова Т.А., Ферафонтов Ю.М. Зоопланктон и его изменения при проведении гидромеханизированных работ // Водные экосистемы Урала, их охрана и рациональное использование. Свердловск. 1986. С. 31–33.

12. Морозов А.Е. Донная фауна малых рек и влияние на нее взвешенных веществ дренажных разработок // Рыбохозяйственное исследование водоемов Урала. Л. 1979. Вып. 2. С. 108–113.
13. Алексеевнина М.С., Преснова Е.В. Хирономиды малых рек Урала в зонах механизированных работ // Экология гидробионтов водоемов Западного Урала. Пермь. 1988. С. 7–9.
14. Юракова Т.В. Влияние добычи нерудных материалов на ихтиофауну р. Томи // Рациональное использование природных ресурсов в Сибири: Тез. докл. научн. конф. Томск. 1989. С. 61–64.
15. Арианица Н.М., Калинин В.Г. Влияние дноуглубительных работ на ихтиофауну // Сб. научн. тр. ГосНИОРХ. 1986. Вып. 255. С. 22–27.
16. Алабастр Дж., Ллойд Р. Критерии качества воды для пресноводных рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1984. 342 с.
17. Русанов В.В., Матвеев А.А., Волкова В.М., Савина Л.М. К вопросу нормирования сброса минеральных взвесей в водоемы // Проблемы охраны окружающей среды при производстве работ гидромеханизованным способом. М. 1981. С. 163–166.
18. Верниченко А.А. Классификации поверхностных вод, основывающиеся на оценке их качественного состояния // Комплексные оценки качества поверхностных вод. Л.: Гидрометеоиздат, 1984. С. 14–22.
19. Камшилов М.М. Экологические аспекты загрязнения водных объектов и принципиальные пути борьбы с ними // Гидробиол. журн. 1974. Т. XV. № 1. С. 3–10.
20. Лепихин А.П., Белченко Ю.П. Особенности нормирования сброса минеральных взвешенных веществ в водотоки-приемники // Водные ресурсы. 1989. № 1. С. 103–108.
21. Лепихин А.П., Веницианов Е.В. Физико-химические основы моделирования и трансформации тяжелых металлов в природных водах. Екатеринбург: РосНИИВХ, 2002. 235 с.
22. Westrich B., Forstner U. Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rives. An Interdisciplinary Approach. Springer-Verlag. Berlin, 2007. 430 p.

Сведения об авторах:

Лепихин Анатолий Павлович, д-р геогр. наук, профессор, заведующий лабораторией проблем гидрологии суши, Горный институт УрО РАН; директор, ФГУП «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов», Камский филиал, 614007, г. Пермь, ул. Народовольческая, 33; e-mail: lepin49@mail.ru

Головачева Светлана Ивановна, канд. биол. наук, заведующая лабораторией аквакультуры, ФГБНУ «Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства», Пермское отделение, 614007, г. Пермь, ул. Чернышевского, 3; e-mail: golavacheva_si@mail.ru