

УДК 574.6: 574.635 : 574.632.017: 628.1

Опубликовано:

Остроумов С.А. Доказательство решающей роли биоты в улучшении качества воды // Вода технология и экология. 2010, № 1, с. 32-62.

ДОКАЗАТЕЛЬСТВО РЕШАЮЩЕЙ РОЛИ БИОТЫ В УЛУЧШЕНИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ

(название по-английски: PROVING THE CRUCIAL ROLE OF THE BIOTA IN IMPROVING WATER QUALITY)

С.А.Остроумов

Москва 119991, Московский университет им. М.В.Ломоносова, биологический факультет

S.A.Ostroumov

Laboratory of Physico-Chemistry of Biomembranes, Faculty of Biology, Moscow State University, Moscow

Key words: improving water quality, biota, freshwater and marine ecosystems, chemical contaminants, pollutants, surfactants, detergents, filter-feeders, ecotechnologies, ecological biotechnology, pollution control, environmental safety, sources of water supply, environmental law

Ключевые слова: улучшение качества воды, биота, пресноводные и морские экосистемы, химические контаминанты, поллютанты, поверхностно-активные вещества, детергенты, организмы-фильтраторы, экотехнология, экологическая биотехнология, контроль загрязнения, экологическая безопасность, источники водоснабжения, экологическое право

Abstract. PROVING THE CRUCIAL ROLE OF THE BIOTA IN IMPROVING WATER QUALITY. - Water: Technology and Ecology. 2010, № 1, с. 32-62.

As a result of the author's studies, the crucial role of biological factors in improving water quality was proven. The role of organisms, including filter-feeders and others, in the functioning of freshwater and marine ecosystems is analyzed. New aspects of the assessments of the ecological hazards from chemical contaminants including surfactants and detergents are discovered. New experimental data of the author are given, including his finding of the new biological effects of surfactants, detergents and metals on filter-feeders and other organisms. The results could be applied in protecting water resources, creating new technologies that could be applied in improving water quality.

«Вода технология и экология» Аннотация. Многолетние исследования автора доказали решающую роль биологических факторов в улучшении качества воды. Проанализирована роль гидробионтов, включая фильтраторов и других организмов, в функционировании пресноводных и морских экосистем и формировании качества воды. Выявлены и проанализированы новые аспекты экологической опасности химических загрязняющих

веществ, включая поверхностно-активные вещества (ПАВ) и детергенты. Приведены новые данные автора о воздействии поллютантов, в том числе ПАВ, детергентов и металлов на фильтраторов и другие гидробионты. Результаты могут использоваться при охране водных ресурсов, при создании технологий улучшения качества воды.

Основные сокращения: АПАВ - анионное поверхностно-активное вещество; ДСН - додецилсульфат натрия; ЖМС - жидкое моющее средство; ЗВ – загрязняющие вещества; КПАВ - катионогенное поверхностно-активное вещество; НПАВ - неионогенное поверхностно-активное вещество; ОВ – органическое вещество; ПАВ - поверхностно-активное вещество; ПМС - пеномоющее средство; РОВ - растворенное органическое вещество; СМС - синтетическое моющее средство; СПАВ - синтетическое поверхностно-активное вещество; ТДТМА - тетрадецилтриметиламмонийбромид; ТХ100 - Тритон X-100;

1. ВВЕДЕНИЕ.

Для решения задач обеспечения экологической безопасности источников водоснабжения, для сохранения и улучшения качества воды необходимы знания механизмов того, как в экологических системах происходит формирование качества воды.

На формирование качества воды в источниках водоснабжения, влияющего на здоровье водопользователей [91], большое влияние оказывают процессы, в которых участвуют гидробионты [5, 14, 32, 35, 41, 79, 82, 86, 102, 114]. В условиях антропогенного воздействия [24, 41, 44, 92, 93, 104, 108, 116] состояние гидробионтов зависит от многих факторов, включая воздействие загрязняющих веществ [38]. В качестве загрязняющих веществ могут выступать ксенобиотики многих химических классов, в том числе детергенты, поверхностно-активные вещества (ПАВ) и другие поллютанты.

Результаты исследований автора [41, 45, 47, 48, 49, 50, 54] и данные, приведенные в [9], свидетельствуют о негативном воздействии ПАВ и ПАВ-содержащих препаратов на представителей основных функциональных блоков экосистем, включающих в себя как автотрофные [9, 68, 71], так и гетеротрофные организмы [45, 47, 48, 54]. При интерпретации полученных результатов необходима большая осторожность и существуют факторы, которые могут повлиять на проявление биологических эффектов синтетических ПАВ (СПАВ) в более сложных системах. Поэтому недопустим прямой перенос результатов, полученных в лабораторных условиях, на природные экосистемы.

На необходимость осторожности при интерпретации опытов обращали внимание многие исследователи [34, 77, 85, 88, 89], анализирующие результаты лабораторных опытов в целях понимания ситуации в экосистемах в условиях антропогенного загрязнения. При этом рассматривались некоторые прикладные проблемы, связанных с очищением воды, а также при оценке потенциальной экологической опасности антропогенных воздействий на водную биоту.

2. САМООЧИЩЕНИЕ ВОДЫ И РОЛЬ ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ (ГИДРОБИОНТОВ) В ПОДДЕРЖАНИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ

Существует несколько вариантов определения понятия "самоочищение воды". согласно одному из них, это "весь комплекс биологических, физических и химических процессов, обуславливающих способность водоемов освобождаться от загрязнений, вносимых сточными водами и образующихся вследствие жизнедеятельности аборигенных организмов" [38], согласно другому, "самоочищение воды водоемов – очищение воды в результате естественных биологических и физико-химических процессов, трансформации органических и отчасти неорганических веществ" [88]. Важную роль в понимании процессов самоочищения играют результаты ряда исследований [10, 14, 32, 79].

Природные экосистемы функционируют далеко не в идеальной обстановке, подвергаясь воздействию антропогенного химического загрязнения. В России общая мощность очистных сооружений позволяет очищать $\sim 28 \text{ км}^3$ воды в год. При этом изымается из поверхностных водных объектов $\sim 97 \text{ км}^3$ и сбрасывается в природные водоемы $> 76 \text{ км}^3$ воды в год [94] ($\sim 37\%$ загрязненной воды подвергается очистке). Сохраняется важность и острая необходимость сбережения самоочистительного потенциала водных объектов России, так как в четырех регионах Европейской части (Калужская, Нижегородская и Саратовская области, а также Калмыкия и Мордовия) при обследовании источников хозяйственно-питьевого водоснабжения более чем в 40% случаев выявлено несоответствие их качества (по химическим показателям) нормативным требованиям. Еще на 14 территориях Поволжья частота выявления случаев несоответствия воды нормативам превышает средний по РФ уровень 27.7% [91].

После прохождения загрязненных вод через очистные сооружения далеко не всегда достигается полная их очистка [75]. В Москве (РФ) из проверенных (на выпуске в водоемы) 184 очистных сооружений 88 ($> 30\%$) не удовлетворяли установленным требованиям по сбросу сточных вод в водоемы [75]. Таким образом, важнейшая функция природных экосистем – окончательная очистка вод.

Процессы самоочищения водных экосистем важны не только с точки зрения поддержания качества воды как ресурса для водопотребления, но и с точки зрения поддержания нормальных местообитаний, необходимых для сохранения биоразнообразия.

2.1. *Участие гидробионтов в процессах поддержания качества воды и ее очищения*

Очищение водной среды, улучшение качества воды включает в себя следующие процессы:

(1) физические и физико-химические процессы [54], в том растворение и разбавление; вынос загрязняющих веществ (ЗВ) на берег и в сопредельные водоемы; сорбцию ЗВ взвешенными частицами с последующей седиментацией; сорбцию ЗВ донными осадками; испарение ЗВ;

(2) химические процессы [7, 82, 90], в том числе гидролиз ЗВ; фотохимические превращения; редокс-каталитические превращения; превращения с участием свободных радикалов; связывание ЗВ растворенными органическими веществами (РОВ), ведущее к уменьшению токсичности ЗВ; химическое окисление ЗВ с участием кислорода;

(3) биологические процессы [4, 6, 10, 11, 14, 17, 30, 32, 40, 42, 74, 80, 86, 98, 101, 111]), в том числе сорбцию и накопление гидробионтами ЗВ и биогенов; биотрансформацию (редокс-реакции, разрушение, конъюгация); минерализацию органического вещества; внеклеточную ферментативную трансформацию ЗВ; удаление взвешенных частиц и ЗВ из столба воды в результате фильтрации воды гидробионтами; удаление ЗВ из столба воды в результате сорбции пеллетами, экскретируемыми гидробионтами; поглощение бентосом биогенов, ведущее к предотвращению или замедлению выхода биогенов и ЗВ из донных осадков в воду; биотрансформацию и сорбцию ЗВ в почве - при поливе земель загрязненными водами; регуляторные воздействия на другие компоненты системы самоочищения воды, в том числе на организмы (перечень неполон; явления взаимосвязаны и отдельные процессы могут быть выделены только условно в целях анализа и изучения).

Важная дополнительная информация об упомянутых выше процессах приведена в [5, 33, 35, 114].

В процессах, которые формально относятся к физическим или химическим, на самом деле существенную роль играют биологические факторы [48, 49, 50].

Автором выдвинута концепция, согласно которой водная экосистема - аналог крупномасштабного диверсифицированного биореактора с функцией очищения воды [52], а также сформулирована концепция полифункциональной роли гидробионтов (и водной биоты в целом) в очищении воды водных экосистем [61, 65, 105].

В самоочищении участвуют практически все группы гидробионтов, включая микроорганизмов. Доля бактериопланктона в трансформации ОВ возрастает от эвтрофных к олиготрофным водоемам [1]. Роль микроорганизмов детально анализировали [10, 11, 40, 113, 114].

Скорости распада ЗВ формируются с участием практически всех компонентов экосистемы и рассматриваются в качестве одной из ее интегральной характеристик (обзор см. в [54]).

В некоторых работах вклад гидробионтов в самоочищение рассматривается как некий постоянный фактор, не зависящий от вредного воздействия на организмы веществ,

загрязняющих экосистему [96]. Однако биологические факторы самоочищения в экосистемах в современных условиях находятся под влиянием многих обстоятельств, в том числе загрязнения водной среды. При воздействии загрязняющих веществ формируется состав экосистем загрязненных водных объектов. Еще в 1908 г. Р. Кольквитцем и М. Марссоном разработана шкала оценки загрязненности водоемов по присутствию в них тех или иных организмов (обзор см. в [54]).

Опыты по характеристике биологических эффектов анионных ПАВ (АПАВ), неионных ПАВ (НПАВ), катионных ПАВ (КПАВ) и смесевых препаратов (пенемоющих средств, ПМС), выявляемых при их воздействии на гидробионтов [54] были нами проведены с использованием организмов, участвующих в процессах самоочищения водной среды [48, 49, 50, 74].

При определенных условиях СПАВ и другие поллютанты оказывают различные воздействия на гидробионтов (ведут к ингибированию роста, изменению поведения и т.д.), что может сказываться на процессах очищения воды. С этой точки зрения важны и планктонные, и бентосные организмы.

Один из важных факторов самоочищения водных экосистем – функциональная активность планктонных организмов. Бактерио-, фито- и зоопланктон участвуют во многих процессах, ведущих к очищению воды (перечислены выше).

Фильтрационная активность планктона исследовалась и оценивалась многими авторами [17, 86]. В частности, было установлено, что коловратки могут профильтровывать тот объем воды, где они находятся, до 7.7 раз в сутки (обзор см. в [54]). Планктонные ракообразные профильтровывают в сутки, в зависимости от типа водного объекта, от 5 до 90% объема [17]. Нижняя оценка фильтрационной активности (5%) означает, что весь объем водоема фильтруется одними только ракообразными за 20 дней, что совпадает с оценкой, сделанной В.Г. Богоровым для верхней части (0-500 м) Мирового океана (см. обзор [54]).

Планктон - объект прямого и косвенного воздействия ЗВ. Прямое воздействие поллютантов на фитопланктон было рассмотрено в [9, 107] и во многих других работах. Автором выявлено и исследовано воздействие ПАВ на *S. quadricauda* (воздействие додецилсульфата натрия, ДСН), *M. lutheri* (эффект КПАВ этония) [71], морские цианобактерии *Synechococcus* (эффект НПАВ TX-100) [87], на эвглену *E. gracilis* (воздействие синтетического моющего средства СМС "Био-С", "Кристалл") [13, 68], *Dunaliella asymmetrica* (воздействие сульфанола) [67], на морских диатомовых *Talassiosira pseudonana* (эффект НПАВ TX100) [54].

Косвенно воздействовать на фитопланктон загрязняющие вещества могут, так как его численность зависит от многих абиотических и биотических факторов, в том числе от

скорости выедания беспозвоночными-фильтраторами [15, 17], в частности бентосными фильтраторами [4, 6, 14, 42, 111].

2.2. Роль бентосных фильтраторов в формировании качества воды и ее очищении

Бентосные фильтраторы оказывают кондиционирующее воздействие на качество воды, извлекая из нее взвеси различной природы. Усвояемость корма бентосными фильтраторами варьирует в широких пределах, составляя для некоторых пресноводных моллюсков около 40-47% [42]. Остальная часть отфильтрованного органического материала экскретируется и в виде пеллет поступает в донные отложения, что делает фильтраторов участниками значительных биогеохимических потоков, связанных с извлечением взвешенного вещества из воды.

В исследованиях в Северной Америке установлено, что дрейссены (*Dreissena*) в западной части оз. Эри (до 50 тыс экз. на 1 м²) потребляли в сутки в 2-4 раза больше фитопланктона, чем его наблюдаемая биомасса на 1 м² (см. обзор [54]). По другим оценкам, популяции дрейссены (*Dreissena polymorpha*) профильтровывают ежедневно 70-125 % объема столба воды [42, 111]. Двустворчатые моллюски сем. Corbiculidae в североамериканских пресноводных экосистемах профильтровывают 0.3 – 10 м³ воды в день над 1 м² дна, при плотности популяции 1-30 г/м² (сухой вес без раковин) [111]. Моллюски оз. Красного (*Unio tumidus*, *U. pictorum*, *Anodonta complanata*) отфильтровывают летом 123-174 г взвешенного ОВ в слое воды над 1 м² дна (см. обзор [54]). В оз. Байкал слой воды высотой 12 м профильтровывается губками приблизительно за 1.2 дня (см. обзор [54]). Моллюски Днепровско-Бугского лимана (Черное море) профильтровывают объем лимана за вегетационный сезон > 16 раз [3]). Придонный слой воды мощностью 3 м профильтровывается мидиями Черного моря на некоторых участках приблизительно за 30 ч [20]). В Чесапикском заливе в США (объем 71.7 x 10⁹ м³) устрицы *Crassostrea virginica* до начала их активного промысла профильтровывали весь объем залива за 3.3 дня, причем около 30% углерода отфильтрованного сестона экскретировалось как компактные биоотложения, становясь доступным для бентической пищевой сети [98].

Скорость фильтрации асцидиями *Styela clava* (средний вес животного 179 мг сухого веса) составляла в опытах 0.38 мл/сек, скорость фильтрации полихетами *Sabella penicillus* (средний вес животного 65 мг сухого веса, температура при измерении фильтрации 20°C) 2.17 мл/сек (см. обзор [54]). Суммарная фильтрация воды макробеспозвоночными (моллюски, асцидии, полихеты) составляет обычно 1-10 м³ / (м² день) [54].

Бентосные фильтраторы могут вносить вклад в регулирование процессов, связанных с эвтрофированием водной среды и массовым цветением токсичных видов планктона [54].

Фильтрация воды в экосистеме важна для самоочищения водного объекта и регулировании процессов, участвующих в нем, что проявляется в следующем:

1) Вместе со взвесями седиментируются адсорбированные и поглощенные ими поллютанты.

2) Уменьшается мутность воды, улучшаются условия для проникновения видимого света и ультрафиолета (УФ) и вызываемых ими воздействий на гидробионтов и ОВ.

3) Уменьшается содержание тонкодисперсных взвесей в воде, что благоприятно для повышения качества воды. В противном случае, при повышении содержания взвесей в воде снижается скорость фильтрации всех изученных биофильтраторов [4, 86].

4) Усиливается перемешивание воды, которое сказывается на аэрации воды, на фито- и зоопланктоне; в постоянно перемешиваемом резервуаре наблюдаются более высокие концентрации фитопланктона, снижение концентрации биогенов и зоопланктона.

5) Улучшается аэрация воды и условия для потребления кислорода, что способствует окислению ОВ.

6) Регулируется видовой состав и обилие конкретных видов альгобактериального сообщества, от которого в свою очередь зависит скорость генерации и разрушения перекиси водорода и скорость свободнорадикального самоочищения.

7) Экскретируются компоненты РОВ.

8) Благодаря усвоению бентосными биофильтраторами фито- и бактериопланктона, экскреции биофильтраторами пеллет фекалий и псевдофекалий ускоряется седиментация ОВ.

9) Активный рост и функциональная активность моллюсков-биофильтраторов способствует развитию и функционированию гетеротрофных бактерий в нижерасположенной зоне экосистемы [48,49,50, 54].

Вышесказанное имеет большое экологическое значение. Так, формирование определенной прозрачности воды важно для проникновения УФ-радиации и реализации биологических эффектов УФ-радиации в водной среде. Уменьшение количества взвесей необходимо, поскольку взвеси негативно действуют на многих гидробионтов [4, 16, 39, 86, 117]. Избыток взвеси в воде может увеличивать токсичность ЗВ. Так, при наличии взвеси бентонитовой глины (БГ, 50 мг/л; частицы < 2 мкм) токсичность гербицида глифосата для *Daphnia pulex* возрастала более чем вдвое. В присутствии взвеси БГ значение ЕС₅₀ (48 ч, 15°C) было равно 3.2 мг/л, а в среде без взвеси БГ – 7.9 мг/л (см. обзор [54]).

Эти данные показывают, что необходимо исследовать вопрос о том, может ли подавляться фильтрационная активность гидробионтов под воздействием антропогенных факторов, в том числе химического загрязнения.

2.3. Воздействие загрязняющих веществ на фильтраторов

Результаты опытов автора показали ингибирование фильтрационной активности гидробионтов при воздействии АПАВ, НПАВ, КПАВ, СМС, ПМС и жидких моющих средств (ЖМС) [54]. Автором были получены также новые данные об ингибировании фильтрации воды гидробионтами при воздействии тяжелых металлов

Поллютанты (в частности АПАВ, НПАВ, КПАВ, металлы) воздействуют на скорость фильтрации воды и тем самым на скорость изъятия клеток фитопланктона из экосистемы. СПАВ способны ингибировать фильтрацию воды *M. edulis*, *M. galloprovincialis*, *C. gigas*, *U. tumidus* и *U. pictorum* [54, 55, 66, 95, 101, 104]. Показана статистическая значимость эффектов СПАВ [50, 54].

Результаты данных опытов согласуются с полученными при изучении воздействия иных ЗВ на другие виды моллюсков [39, 112]. Различные ЗВ вызывают увеличение пребывания моллюсков с сомкнутыми створками - (см. обзор [89]). В опытах автора также наблюдалось смыкание створок *M. edulis* при концентрации ПАВ ДСН 20 мг/л. Эта концентрация значительно выше, чем те концентрации (1-2 мг/л), которых было достаточно для ингибирования скорости фильтрации. Соединение ртути (ацетат метилртути, 0.4 - 2.8 мг/л) снижало выедание диатомовых водорослей моллюсками *M. edulis* (см. обзор [89]).

При воздействии ДДТ на черноморскую мидию наблюдали ослабление фильтрации воды (см. обзор [54]). Скорость фильтрации морской воды мидиями *Mytilus edulis* ингибируют пестициды линдан, эндрин, карбарил, дихлорвос, флуцитринат, перметрин (Donkin et al. 1997, цит. по [54]), трибутилолово и дибутилолово [115]). Автор обнаружил новые эффекты подавления фильтрации воды мидиями *M. galloprovincialis* при воздействии тяжелых металлов. Подавление биофильтрации воды двустворчатыми моллюсками под воздействием ЗВ показано и другими авторами [39, 110].

Загрязнение среды приводит к тому, что организмы-фильтраторы выпадают из состава макрозообентоса на загрязненных участках рек и водохранилищ [54], что в конечном счете снижает фильтрационную активность бентического сообщества.

Многолетние исследования верхней Волги показали, что в водных экосистемах с неудовлетворительным экологическим состоянием (сильное токсическое загрязнение или высокая нагрузка ОВ на водоем) в составе зооперифитона практически отсутствуют фильтраторы (моллюски, мшанки, губки) [81]. Биомасса фильтраторов резко снижалась в водоемах Финноскандии при повышении концентрации фосфора ($P_{\text{общ}}$) в воде, снижении pH, и токсификации (вблизи источников загрязнения тяжелыми металлами) [94].

Есть сведения о воздействии ЗВ на фильтрационную активность планктона [37, 88, 95].

Скорости фильтрации воды и питания пресноводного ракообразного *Daphnia magna* клетками *Chlamydomonas reinhardtii* были чувствительны к пиретроиду фенвалерату [95]. Изменение скорости питания дафний (*Daphnia magna*) клетками хлореллы при воздействии гербицида сатурна (0.001 - 0.1 мг/л), инсектицидов ДДТ (0.1 - 1 мг/л) и метафоса (2 мг/л), а также при действии сульфата меди показано [37] с использованием метода замедленной флуоресценции. Этот метод был успешно апробирован при изучении биоэффектов многих ЗВ [36], в том числе СПАВ [76].

СПАВ ТДТМА ингибировал фильтрационную активность коловраток двух видов, *Brachionus angularis* и *Brachionus plicatilis* [28].

На фильтрационную активность гидробионтов может оказать воздействие поступление в водную среду биогенных веществ, содержащих N и P. Последние стимулируют развитие и увеличение биомассы фитопланктона. Для нескольких групп организмов-фильтраторов установлено, что увеличение концентрации пищевых частиц (например, концентрации клеток фито- и бактериопланктона) вызывает снижение скорости фильтрации [4, 86].

Механизмы самоочищения воды, как отмечалось, включают в себя процессы, которые проходят при участии гетеротрофных бактерий, цианобактерий, водорослей, жгутиковых, планктонных и бентических биофильтраторов. Изменения численности, скоростей роста и питания гидробионтов [42] и скоростей выделения ими пеллет фекалий и псевдофекалий [106], а также изменение соотношения видов в составе водных биоценозов при воздействии СПАВ не могут оставаться без последствий для процессов самоочищения. Для последних важны трофическая активность [42] и двустворчатых, и легочных моллюсков, которые образуют значительное количество пеллет, под действием гравитации быстро оседающих на дно, благодаря чему вносится вклад в изъятие из пелагиали органического вещества потребляемых в качестве пищи организмов [3, 98, 99, 100, 111]. Доказано увеличение скорости оседания пеллет по сравнению со скоростью седиментации отдельных клеток фитопланктона и их фрагментов [18, 33].

2.4. Воздействие загрязняющих веществ на другие организмы

На многих организмах, в том числе на автотрофных и гетеротрофных гидробионтах и других организмах установлены и охарактеризованы биологические эффекты при воздействии водной среды, содержащей синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ). Так, при изучении воздействия СПАВ на автотрофные организмы установлено ингибирование роста диатомовых *Thalassiosira pseudonana* (Hustedt) Hasle et Heimdal, эвгленовых, нарушение роста и развития покрытосеменных растений, в том числе ингибирование удлинения проростков

растений (*Sinapis alba* L., *Fagopyrum esculentum* Moench, *Lepidium sativum* L., *Oryza sativa* L. и др.) и роста водных макрофитов (*Pistia stratiotes* L.).

При изучении воздействия ПАВ на проростки высших растений нами обнаружено нарушение морфогенетических процессов в ризодерме, ведущих к образованию корневых волосков.

При изучении воздействия СПАВ на гетеротрофные микроорганизмы нами установлено ингибирование роста бактерий (протейкобактерий *Hyphomonas* sp.).

В работах по изучению воздействия КПАВ на аннелид вы выявили изменение поведения аннелид *Hirudo medicinalis* L..

Факт дифференциальной биологической активности антропогенных веществ по отношению к организмам различных экологических групп особенно существен при комплексном загрязнении водной среды [88], в том числе при загрязнении СМС, когда в воду вместе со СПАВами поступает и фосфор. В определенных условиях СМС (содержащие ПАВ и соединения Р) могут стимулировать рост водорослей. Например, СМС Tide-Lemon в концентрации 1-100 мг/л стимулировал рост *Synechocystis* sp. PCC 6803 [31]. Аналогичные данные независимо получены для некоторых морских микроводорослей [2]. Потенциально опасна ситуация, когда рост фитопланктонных организмов стимулируется (благодаря поступлению Р), а фильтрационная активность, ведущая к изъятию фитопланктона из водного столба, ингибируется (под действием ПАВ). Стабильная численность водорослей возможна лишь при балансе факторов, ведущих к увеличению численности, и факторов, вызывающих снижение последней (к числу таких факторов относится выедание водорослей консументами, включая бентосные фильтраторы). поэтому при одновременном поступлении в воду и ПАВ, и Р возникает опасность дисбаланса между процессами, определяющими состояние фитопланктона в загрязняемой водной среде [56], что будет благоприятствовать цветению водорослей.

Учитывая разнообразие биологических эффектов, оказываемых СПАВ при их воздействии на представителей всех основных групп гидробионтов, приходим к пониманию того, что водная биота (включая и микро-, и макроорганизмы) является лабильным и уязвимым компонентом в системе самоочищения воды, причем среди уязвимых звеньев оказываются двустворчатые моллюски, фильтрующие воду [46, 62, 63, 64, 65, 101] и другие организмы.

3. УЛУЧШЕНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ, ОЧИЩЕНИЕ ВОДЫ И НЕКОТОРЫЕ ПРИКЛАДНЫЕ ПРОБЛЕМЫ.

Известны многие способы и варианты использования организмов в схемах биотехнологической очистки загрязненных вод [12, 19, 83, 84] и экосистем или их компонентов.

Уже используются, либо предлагается использование гидробионтов в тех или иных биотехнологических процессах. Поскольку многие из искусственных экосистем предназначены для обработки загрязненных вод и зачастую работают на верхнем допуске концентраций ЗВ, важна информация о пределах толерантности гидробионтов ко всем основным ЗВ, включая СПАВ [46]. Существуют нормативы максимального содержания СПАВ в водах, поступающих на очистные сооружения (20 - 50 мг/л) [83]. Эти нормативы относятся к СПАВ вообще, без дифференциации на отдельные компоненты или классы СПАВ.

Наши результаты, полученные на широком круге объектов, указывают на гетерогенность СПАВ в плане их биологических эффектов на организмы. С использованием в качестве биотеста покрытосеменных растений выявлен порядок представителей различных классов СПАВ в ряду повышения проявляемой ими биологической активности. Так, по нарастанию степени ингибирующего действия на *Fagopyrum esculentum*, различные СПАВ расположены в следующий ряд: полимерный ПАВ СГМА (сополимер гексена и малеинового альдегида) < АПАВ ДСН; пеномоящее средство (ПМС “Вильва”) < НПАВ ТХ100 < КПАВ ТДТМА.

Отсюда вытекает необходимость учета гетерогенности СПАВ в дальнейшей работе по нормировке химического состава вод, поступающих на биологическую очистку. На практике ситуация еще более обостряется тем, что содержание СПАВ в стоках зачастую превышает указанные выше допустимые нормативы и может достигать 30 г/л. Роль СПАВ усиливается также тем, что эффективность очистки от них в среднем 48-80%, а в зимний период - лишь 20% (см. [8]); отдельные виды СПАВ (например, НПАВ из класса производных алкилфенолов) относятся к трудноразлагаемым ксенобиотикам и процент очистки вод от них еще ниже.

В условиях значительного дефицита водных ресурсов в ряде регионов используется или планируется полив загрязненными водами участков почвы [21, 27]. При поливе земель водами, содержащими СПАВ, происходит накопление их и в почвах, и в растениях (Игнатова, 1978; Мудрый, 1990, цит. по [54]). Наши эксперименты, проведенные на нескольких видах растений, показали как общую для многих видов (*Sinapis alba* L., *Fagopyrum esculentum* Moench, *Lepidium sativum* L., *Oryza sativa* L., *Camelina sativa* (L.) Crantz, *Triticum aestivum* L. и др.) закономерность то, что СПАВ в концентрациях, значительно меньших, чем их максимальное содержание, выявляемое в сточных водах, ингибируют скорость удлинения проростков растений (см. [54], главы 3-6). Нами также было показано, что при концентрациях ниже тех, которые вызвали заметное ингибирование удлинения проростков, СПАВ нарушали

образование корневых волосков ризодермой растений. Это не может не сказываться на экологических взаимодействиях в системе растение-почва. В этой связи интересны результаты опытов, показавших снижение численности цианобактерий (включая азотфиксирующие) в почве при воздействии водных растворов СПАВ [73]. Таким образом, результаты наших исследований воздействия СПАВ на растения и почвенные цианобактерии существенно дополняют литературные данные и указывают на возможность нарушения структурно-функциональных параметров экосистем, что не может не сказываться на их водоочистительном потенциале и на экологической емкости сельскохозяйственных земель в плане их способности служить для утилизации загрязненных вод.

Для практического решения проблем очистки, восстановления и оздоровления уже загрязненных природных водных экосистем большое значение приобретают подходы, связанные с био- и фиторемедиацией.

Существуют многочисленные биотехнологические схемы очистки загрязненных вод с использованием тех или иных организмов. Среди них - схемы с использованием иммобилизованных микроорганизмов ([83, 84], Остроумов, Самойленко, 1990 - цит. по [54]), плавающих или частично погруженных макрофитов, например *Potamogeton*, *Myriophyllum* sp., *Lemna* sp., *Sagittaria* sp., *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, различных видов водорослей [109], искусственных экосистем, имитирующих болотные экосистемы (constructed wetlands), схемы с применением поэтапной или конвейерной очистки с участием нескольких организмов. Использование растений во многих случаях опирается на тот факт, что определенные концентрации контаминантов могут быть усвоены “растениями без каких-либо серьезных последствий” [29]. “....Установив метаболические концентрации [загрязняющих веществ - С.О.], можно мобилизовать внутренние резервы гидрофитов на детоксикацию загрязняющих веществ и использовать эту возможность при разработке новых способов очистки стоков и при выяснении роли флоры в процессах самоочищения вод” [29].

Использование искусственных экосистем и фиторемедиации позволило очищать воды от некоторых весьма специфических органических веществ - например, тринитротолуола и других веществ военного предназначения. Разрушение загрязняющих веществ с помощью искусственных экосистем и фиторемедиации значительно дешевле (operating cost - дешевле не менее чем на 30-36%), чем другие методы устранения (деструкции) ксенобиотиков (Medina, McCutcheon, 1996, цит. по [54]).

Полученная нами новая информация о чувствительности и толерантности ряда видов растений к СПАВ может быть полезной для дальнейшей работы по фиторемедиации загрязненных вод и экосистем.

4. ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ГИДРОБИОНТОВ

Многообразие и экологическая важность выявленных и изученных нами биологических эффектов СПАВ, в том числе сублетальных, позволяет выявить недостаточную адекватность некоторых из существующих систем критериев для оценки экологической опасности химических веществ [97]. Пример традиционного подхода – рекомендуемый в США в качестве первого руководящего принципа (“first guideline”) расчет соотношения EC_{50}/CSW , где CSW - ожидаемая концентрация загрязняющего вещества в водной среде, принимающей загрязненные стоки; в качестве EC_{50} брали LC_{50} (96 или 48 ч) [97]. Это соотношение может оказываться довольно высоким и на этой основе делается вывод об относительной экологической безопасности вещества. Однако, такой подход недостаточен для подобных выводов, т.к. нежелательные воздействия на организмы и экосистемы могут происходить и при концентрациях, значительно ниже, чем LC_{50} (96 или 48 ч).

Объективная оценка экологической опасности веществ обязательно должна включать оценку сублетальных эффектов (такого же мнения придерживается и Флеров [89]) и воздействия веществ на способность экосистем к самоочищению [49, 78, 88], причем последнее должно пониматься шире, чем процессы, осуществляемые микроорганизмами.

Необходима более широкая система критериев, учитывающая многообразные [34, 41, 77, 88, 89, 108], в том числе сублетальные эффекты загрязняющих веществ. Ситуация осложняется тем, что "универсальных критериев для оценки всех видов воздействий нет" [41]. С учетом полученных результатов, автор полагает целесообразным предложить для рассмотрения и возможного использования четырехзвенную концепцию системного уровне-блочного анализа потенциальной экологической опасности антропогенных воздействий на биоту, которая включает необходимость анализа антропогенных нарушений: (1) на уровне индивидуальных и популяционных изменений, (2) на уровне агрегированных параметров (например, таких, как совокупные характеристики суммарной продуктивности и биомассы групп организмов), (3) на уровне целостности и устойчивости экосистемы, (4) на уровне вклада экосистемы в биосферные процессы. Обоснование и разработка положений, важных для этой концепции, содержатся в [46, 48, 49, 50, 53, 74, 92, 93, 116]. Использование этой концепции как основы для классификационной схемы позволяет внести дополнительную систематизацию и упорядоченность в анализ многообразия фактических сведений об антропогенных воздействиях на организмы.

Данная концепция может быть использована при решении задач, связанных с определением конкретных численных значений критических (экологически допустимых) нагрузок на экосистемы – т.е. при количественном определении "поступления в среду обитания

одного или нескольких загрязняющих веществ, которые не оказывают вредного воздействия на наиболее чувствительные компоненты экосистем (на современном уровне знаний)" [41] (аналогичным по смыслу является понятие экологически допустимых воздействий [22]). В рамках последней группы задач концепция уровне-блочного анализа может быть применена на этапе, обозначенном как "диагностика состояния экосистем и обоснование наиболее информативных критериев состояния организмов, популяций и сообществ", и при окончательном определении "критических (допустимых) нагрузок, т. е. объемов поступления загрязнений в водные объекты" [41]. Разрабатываемые автором положения перекликаются с концепцией ассимиляционной емкости экосистемы, разработанной на примере морской экосистемы [23, 24, 26]. Ассимиляционной емкостью морской экосистемы – "это интегральная функция ее состояния, отражающая способность физических, химических и биологических процессов к удалению загрязняющих веществ и устранению их воздействия на биоту" [25], причем "биотическая составляющая имеет преобладающее значение в потоках загрязняющих веществ" ([25], с. 20).

Полученные результаты и разработанные положения могут быть использованы при совершенствовании системы оценки потенциальной опасности химических веществ [77, 78, 88], при экологическом мониторинге и прогнозировании, для целей экологической экспертизы. Обнаруженная в нашей работе сравнительно высокая толерантность покрытосеменных растений к СПАВ может быть использована при фиторемедиации [50]. Упомянутые выше данные и их анализ создают основу для новых методов, концепций и рекомендаций, полезных для сохранения качества воды [54].

5. НА ПУТИ К НОВЫМ МЕТОДИЧЕСКИМ ПОДХОДАМ, КОНЦЕПЦИЯМ И ОБОБЩЕНИЯМ

Информация о биологических эффектах СПАВ (для краткости иногда используется аббревиатура ПАВ) необходима для того, чтобы лучше прогнозировать экологические последствия попадания СПАВ в водные экосистемы, более полно представлять потенциальную опасность и более адекватно проводить экологическую экспертизу. При оценке потенциальной экологической опасности необходимы дифференцированные подходы к отдельным классам ПАВ и разработка для каждого из них (включая НПАВ и КПАВ) специализированных нормативов, регулирующих поступление их на очистные сооружения.

СПАВ, поступающие в водные экосистемы, могут оказывать нежелательные воздействия на организмы и структурно-функциональные параметры экосистем. При этом существенна потенциальная опасность нарушения процессов фильтрации воды и самоочищения водных экосистем в результате загрязнения ПАВ. С учетом полученных результатов развивается положение о том, что водная биота как блок экосистемы (включая

не только микробиоту, но и макробиоту) является лабильным и уязвимым звеном системы самоочищения воды [49]. Предотвращение антропогенного снижения самоочистительного потенциала водных экосистем является необходимым условием устойчивого неистощительного использования ресурсов водных экосистем.

Некоторые из описанных или количественно охарактеризованных нами выше биологических эффектов относятся к сублетальным эффектам, в том числе к изменениям поведения организмов, которые подверглись воздействию химических загрязняющих веществ. Полученные результаты показали потенциальную экологическую опасность сублетальных концентраций СПАВ и связанных с ними физиологических и поведенческих реакций организмов на антропогенные воздействия, что согласуется с результатами изучения других ксенобиотиков и поллютантов [88, 89, 112].

Ряд исследованных и апробированных нами на СПАВ методов оценки биологической активности веществ являются альтернативными по отношению к наиболее часто применяемым методам биотестирования токсичных веществ на животных (тестирование на проростках, тестирование на основе характеристики функциональной активности фильтраторов – подробное изложение модифицированной и апробированной нами методики (см. [60]) и некоторые из них ранее практически не использовались (тестирование всех классов ПАВ на проростках, тестирование НПАВ, КПАВ и СМС на моллюсках) для характеристики того круга веществ, для которых мы их применили, а также некоторых других веществ. Усовершенствованы и разработаны новые методические приемы для биотестирования (морфогенетический показатель, характеризующий условную среднюю длину, тестирование с использованием реакции нарушения ризодермы, конкретные модификации измерения воздействий на эффективность фильтрационной активности). Тем самым расширена апробация методического арсенала для оценки биоактивности химических веществ указанных классов.

Проведенные эксперименты и их анализ подчеркнули необходимость такого концептуального подхода к оценке экологической опасности веществ, который учитывал бы разнообразие вызываемых ими биоэффектов. Наряду с традиционной оценкой на основе смертности за определенный период времени, которая является необходимым компонентом общей экологической опасности веществ [88], полезными являются и подходы, основанные на регистрации других типов воздействий на организмы [68, 89, 93]. На примере неодинакового воздействия ПАВ TX100 на представителей смежных звеньев трофической цепи - планктона (*Synechococcus* sp., *Nyphomonas* sp.) и бентосных фильтраторов (*Mytilus edulis*, *M. galloprovincialis*, *Crassostrea gigas*, *Unio* sp.) выявлена потенциальная опасность антропогенного индуцирования экологических дисбалансов [56]. ПАВ оказывали воздействие и на

планктонные организмы, и на потребляющие их в качестве пищевого ресурса бентосные фильтраторы. Однако, фильтрационная активность последних оказалась более чувствительной к ПАВ, чем рост планктонных организмов: при относительно малых концентрациях ПАВ эффективность фильтрационной активности моллюсков существенно снижалась. Итоги опытов свидетельствуют о потенциальной опасности ситуации, когда снижение изъятия консументами планктонных организмов из воды не компенсируется адекватным снижением роста последних. Более того, в определенных условиях ПАВ-содержащие вещества (СМС) могут стимулировать рост водорослей [2, 31]. Таким образом, неодинаковое воздействие загрязняющего вещества на организмы соседних трофических уровней может порождать потенциальную опасность дисбаланса в трофических цепях [56, 57, 58].

6. РЕКОМЕНДАЦИИ, СОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ ПРИОРИТЕТОВ, РЕШЕНИЕ ПРИКЛАДНЫХ ЗАДАЧ

Время от времени возникает необходимость пересмотра той системы приоритетов, на основе которой решается вопрос о ранжировании веществ по степени экологической опасности, и создания более адекватной системы классификации веществ по степени их опасности. При создании этой системы среди фундаментальных, основополагающих подходов предлагается использовать подходы, анализирующие потенциальную опасность, создаваемую загрязняющими веществами для процессов самоочищения экосистем, переноса вещества и энергии по трофической сети, динамического баланса между взаимодействующими видами, информационных потоков в экосистеме и между экосистемами. На основе установленных и известных ранее биологических эффектов ксенобиотиков показана приложимость обобщенной четырехзвенной концепции уровне-блочного анализа потенциальной экологической опасности антропогенных воздействий на экосистемы [46, 48, 49, 50].

Недооценка сублетальных эффектов и дифференциальной биологической активности ксенобиотиков (на примере СПАВ), связанной с их воздействием на разные виды экосистемы, может оказаться источником возможных существенных ошибок при прогнозировании последствий воздействия антропогенного стресса на экосистемы. Отсюда вытекают новые предложения к планированию работ по изучению гидробиологических аспектов глобальных изменений, а именно экологических механизмов биогеохимических потоков углерода [24, 25, 33, 114], поглощения и удержания водными экосистемами CO_2 и $\text{C}_{\text{орг}}$ [51].

Необходимо акцентировать изучение потенциальной опасности антропогенных воздействий на те стороны функционирования гидробионтов, которые важны для биотехнологии и экотехнологии - в частности, на их фильтрационную активность.

Нами отмечалось, что СПАВ в определенных ситуациях являются более опасными загрязнителями водной среды, чем полагали ранее [45]. Поступление СПАВ в окружающую среду значительно (Kouloheris, 1989; Painter, 1992, цит. по [54]) и продолжает ежегодно нарастать (в зависимости от класса ПАВ), приблизительно на 2-5%. Спектр биологических эффектов, вызываемых ПАВ, широк и охватывает практически все основные блоки и трофические уровни в водных экосистемах [67-73]. Он включает в себя и нарушения поведения организмов, и нарушения процессов, вносящих вклад в самоочищение воды. Многие СПАВ крайне медленно разрушаются в результате микробиального окисления и биodeградации [113, 107]. Не только сами СПАВ, но и продукты их биodeградации, как установлено на примере НПАВ (такие вещества, как алкилфенолы и их производные), обладают персистентностью, высокими коэффициентами биоаккумуляции и оказывают, наряду с другими негативными воздействиями на биоту, эстрогенный эффект (Huber, 1985; Holt et al., 1992 цит. по [54]). Все это указывает, что СПАВ в определенных ситуациях могут быть более опасными загрязнителями водной среды, чем полагали ранее, что необходимо учитывать при совершенствовании и изменении системы природоохранных приоритетов.

В целом полученные результаты и их анализ указывают на существенную потенциальную опасность последствий массированного загрязнения водной среды СПАВ. В наших недавних публикациях выявлено существование новых конкретных видов опасности химического загрязнения среды: разобщения пелагиально-бентального (пелагиально-бентического) сопряжения в водных экосистемах [62], нарушения экологической ремедиации (экологической репарации) качества воды в водной среде [63], синэкологического суммирования воздействий на разные трофические уровни экосистемы [57, 58], усиления эвтрофирования в результате снижения регуляторного потенциала консументов [59].

Полученные сведения способствуют более глубокому пониманию процессов самоочищения в условиях антропогенного воздействия (выявлена потенциальная опасность СПАВ для фильтрационной активности бентосных моллюсков) и созданию искусственных экосистем и биотехнологических установок в целях биоремедиации и фиторемедиации.

Новые результаты заставляют предложить более адекватно интерпретировать некоторые положения в области экологического права и термины: экологическая безопасность, экологический аудит, экологическая сертификация, экологические требования, экологический учет, оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС) и многие другие. Используемое в экологическом праве понятие экологического вреда или ущерба окружающей среде, экосистемам и живым ресурсам не будет интерпретироваться достаточно полно, если не включать в него, наряду с другими видами вреда, нарушение способности организмов и экосистем к самоочищению воды, в том числе нарушение способности к фильтрации воды с

нормальной скоростью. Примерами законов, для интерпретации и исполнения которых необходима максимально точная трактовка понятия экологического вреда или ущерба экосистемам и живым ресурсам, являются Федеральные законы “Об экологической экспертизе” (1995), “О животном мире” (1995), “О континентальном шельфе Российской Федерации” (1995), “О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения” (1999), “Об охране озера Байкал” (1999), “Об охране окружающей среды” (2002), “О техническом регулировании” (2002), “О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов” (2004).

Обращалось внимание на роль химических и биохимических факторов в стабилизации и дестабилизации экологического равновесия [44]. Исследования биологических эффектов СПАВ, в том числе на процессы, важные для самоочищения воды и поддержания стабильности водных экосистем, дают новый материал для анализа антропогенной дестабилизации экологического равновесия.

Сфера возможного приложения полученных результатов и разработанных на их основе положений включает диагностику состояния экосистем, определение критических (допустимых) нагрузок, экологическую экспертизу, мониторинг и прогнозирование, что необходимо для устойчивого использования водных ресурсов и биоресурсов [54, 59, 61, 65], а также для обеспечения экологической безопасности источников водоснабжения [118].

При проведении экологической экспертизы проектов необходимо включать в число приоритетных вопросов: каким образом антропогенное воздействие сказывается на самоочистительном потенциале водных экосистем, включая активность гидробионтов-фильтраторов; каковы сублетальные воздействия загрязняющих веществ на организмы, включая проявления дифференциальной (неодинаковой по характеру и выраженности) биологической активности веществ и как это может сказаться на экологическом дисбалансе в экосистеме; какие концентрации анионных, неионогенных и катионогенных СПАВ возникают или могут появиться в водной среде.

Новые полученные факты и разработанные положения [103] свидетельствуют о необходимости увеличить внимание к потенциальной экологической опасности и ущербу водной среде вследствие нерационального использования СПАВ и загрязнения ими водной среды, усилить меры по контролю и снижению этого вида загрязнения , повысить ранг СПАВ в системе экотоксикологических приоритетов.

Выявленная уязвимость гидробионтов-фильтраторов к сублетальным концентрациям загрязняющих веществ, в том числе СПАВ, подчеркивает важность сохранения нормального уровня функциональной активности этой группы гидробионтов в водных экосистемах, находящихся в условиях антропогенного стресса. Одной из необходимых предпосылок поддержания качества воды [50], сохранения местообитаний гидробионтов, а следовательно,

для сохранения биоразнообразия всех обитателей водной среды в целом, является обеспечение условий для нормального, достаточно высокого уровня функциональной активности того блока водной экосистемы, который представлен фильтраторами. Сохранение фильтрационной активности популяций фильтраторов должно быть одной из важных прикладных задач [64].

7. ИТОГИ И ВЫВОДЫ

1. На автотрофных и гетеротрофных гидробионтах и других организмах установлены и охарактеризованы биологические эффекты при воздействии водной среды, содержащей синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ). Так, при изучении воздействия СПАВ на автотрофные организмы установлено ингибирование роста диатомовых *Thalassiosira pseudonana* (Hustedt) Hasle et Heimdal, эвгленовых, нарушение роста и развития покрытосеменных растений, в том числе ингибирование удлинения проростков растений (*Sinapis alba* L., *Fagopyrum esculentum* Moench, *Lepidium sativum* L., *Oryza sativa* L. и др.) и роста водных макрофитов (*Pistia stratiotes* L.). Обнаружено нарушение морфогенетических процессов в ризодерме, ведущих к образованию корневых волосков. При воздействии СПАВ на гетеротрофные организмы установлено ингибирование роста бактерий (протейкобактерий *Hyphomonas* sp.), изменение поведения аннелид *Hirudo medicinalis* L. и др. эффекты.

Экспериментально установлено неизвестное ранее свойство ионных и неионных синтетических поверхностно-активных веществ (СПАВ) и СПАВ-содержащих смесевых препаратов снижать фильтрационную активность моллюсков, проявляющееся при воздействии растворенных в воде СПАВ и СПАВ-содержащих препаратов на организм моллюсков, что обуславливает снижение скорости наблюдаемого изъятия моллюсками из воды взвеси одноклеточных организмов в процессе фильтрации ими воды [48-50, 52-59]. Это свойство было доказано автором в серии экспериментов с морскими и пресноводными моллюсками, на которых воздействовали растворенными в воде СПАВ (АПАВ, НПАВ, КПАВ), а именно , при изучении действия СПАВ на активность морских и пресноводных моллюсков (*Mytilus edulis* L.; *M. galloprovincialis* Lamarck; *Crassostrea gigas* Thunberg; *Unio tumidus* Philipsson; *U. pictorum* L.),

2. Ввиду установленного нами воздействия СПАВ (включая АПАВ, НПАВ и КПАВ) и СПАВ-содержащих смесевых препаратов на фильтрацию воды моллюсками, биологические эффекты этих веществ (СПАВ и детергентов), - в том числе такие, как снижение изъятия взвешенных частиц и клеток одноклеточных организмов из воды, - могут представлять потенциальную экологическую опасность для гидробионтов и для всего механизма самоочищения воды.

3. Для оценки потенциальной экологической опасности СПАВ и других веществ для гидробионтов предложено использовать концептуальный подход, основанный на структурированной системе анализа потенциальной опасности веществ, которая включает оценку опасности нарушений водной биоты на четырех уровнях: (1) на уровне индивидуальных и популяционных изменений, (2) на уровне агрегированных параметров, (3) на уровне целостности и устойчивости экосистемы, (4) на уровне вклада экосистемы в биосферные процессы.

4. Рекомендуется дополнить систему приоритетных объектов и показателей для биотестирования (предлагается включить фильтрационную активность двусторчатых моллюсков и др.) и усовершенствовать систему приоритетности контаминантов (предлагается повысить ранг приоритетности СПАВ).

5. Рекомендуется использовать для оценки биологической активности химических веществ усовершенствованный вариант методики биотестирования с использованием предложенного и апробированного нового морфогенетического показателя, который интегрирует информацию о прорастании (всхожести) семян и скорости удлинения проростков (интегральный морфогенетический показатель - условная средняя длина проростков, УСД). Разработан новый метод биотестирования на основе впервые обнаруженного эффекта ингибирования образования корневых волосков.

6. На основе выявления и сопоставления толерантности организмов различных таксонов предложено использовать высшие растения для целей фиторемедиации и разработки фитотехнологий. Новые результаты в направлении разработки фитотехнологии очищения воды были недавно получены в нашей группе аспирантом Е.А.Соломоновой, которая работала на нескольких видах высших водных растений и впервые сделала количественную оценку допустимой нагрузки на них анионного ПАВ додецилсульфата натрия и одного из смесевых ПАВ-содержащих препаратов из класса СМС. Еще одним шагом в разработке научных основ фитотехнологии является сделанная нами количественная характеристика способности конкретного вида водных макрофитов (*Ceratophyllum demersum*) ускорять снижение концентрации тяжелых металлов в воде [119]. В продолжении этой работы участвовал аспирант В.А.Поклонов.

7. Экспериментально обосновано положение о потенциальной экологической значимости эффектов, вызываемых воздействием СПАВ на гидробионтов, и связи этих эффектов с опасностью антропогенных воздействий на процессы, важные для самоочищения воды. Поэтому сохранение самоочистительного потенциала водных систем невозможно без дополнительных усилий по снижению ущерба гидробионтам и экосистемам вследствие загрязнения водной среды СПАВ и СПАВ-содержащими смесевыми препаратами.

Предлагается учесть это положение при формулировке гидробиологических приоритетов для устойчивого развития, экологической экспертизы, сохранения биоразнообразия и использования биоресурсов. Можно предсказать, что в дальнейшем будут выявлены новые примеры аналогичных описанным воздействиям СПАВ, СПАВ-содержащих препаратов и других химических веществ на организмы.

8. Между поддержанием качества воды и сохранением биоразнообразия в водной среде существует двусторонняя причинно-следственная связь. Изучение фильтрационной активности гидробионтов как лабильной функции водных организмов дает новые указания на то, что одной из важнейших предпосылок поддержания качества воды является сохранение биоразнообразия гидробионтов и функциональной активности их популяций [66].

Благодарность

Автор благодарит А.Ф.Алимова, Г.В.Добровольского, Т.И.Моисеенко, Е.А.Криксунова, Г.С.Розенберга, С.В.Котелевцева, Е.В.Веницианова, А.Г.Кочаряна, Б.М.Долгоносова за критические замечания и обсуждение вопросов, связанных с качеством воды, Российский Фонд Фундаментальных Исследований, Open Society Institute, MacArthur foundation, EERO, Plymouth Marine Laboratory, Г.Е.Шульмана и А.А.Солдатова (ИнБИОМ НАНУ) за содействие и поддержку при выполнении некоторых из этапов этого исследования.

Литература

1. Адаменко В.Н. Климат и озера. - Л.: Гидрометеиздат. 1985.- 264 с.
2. Айздайчер Н.А., Малынова С.И., Христофорова Н.К. Влияние детергентов на рост микроводорослей // Биол. моря. 1999. Т.25 (3). С. 234-238.
3. Алексеенко Т.Л., Александрова Н.Г. Роль двустворчатых моллюсков в минерализации и седиментации органического вещества Днепровско-Бугского лимана // Гидробиол. журнал. -1995- Т. 31, No. 2. - С. 17-22.
4. Алимов А. Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков. - Л.: Наука. 1981. (Труды Зоол. института АН СССР, т. 96)- 248 с.
5. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. Санкт-Петербург: Наука. 2000. 147 с.
6. Алимов А. Ф., Финогонова Н.П. Количественная оценка роли сообществ донных животных в процессах самоочищения пресноводных водоемов // Гидробиологические основы самоочищения вод. - Л.: 1976.- С. 5 - 14.
7. Богдашкина В.И., Петросян В.С. Экологические аспекты загрязнения водной среды нефтяными углеводородами, пестицидами и фенолами // Экологическая химия водной среды.- Т.2. -С.62-78.
8. Бойченко В.К., Григорьев В.Т. К методике расчета поступления СПАВ в Ивановское водохранилище // Водные ресурсы -1991.- No. 1.- С. 78-87.
9. Брагинский Л.П., Величко И.М., Щербань Э.П. Пресноводный планктон в токсической среде.-Киев: Наук. думка, 1987.-179 с.
10. Вавилин В.А. Время оборота биомассы и деструкция органического вещества в системах биологической очистки. М.: Наука. 1986. - 143 с.
11. Вавилин В.А., Васильев В.Б., Рытов С.В. Моделирование деструкции органического вещества сообществом микроорганизмов. М.: Наука. 1993. - 202 с.
12. Васильев Л.А., Васильев А.Л. Использование естественных биоценозов водоемов при очистке природных вод //ВСТ: Водоснабж. и сан. техника. -1993. No. 11-12. - С.20-21.
13. Вастернак К., Остроумов С.А. Воздействие загрязнения водной среды СМС Био-С на эвглену//Гидробиологический журнал. -1990. -Т. 26. No. 6. - С. 78-79.
14. Винберг Г.Г. Бентос Учинского водохранилища. - М.: Наука. 1980.- 252 с.
15. Виноградов М.Е., Шушкина Э.А. Функционирование планктонных сообществ эпипелагиали океана. - М.: Наука. - 1987. - 240 с.
16. Горбунова А.В. 1988. Воздействие взвешенных веществ на планктонных фильтраторов // Сб. научн. тр. / Гос. НИИ оз. и реч. рыб. х-ва НПО по пром. и тепловод. рыбовод. - 1988. – No. 288.- С. 69-70.
17. Гутельмахер Б.Л. Метаболизм планктона как единого целого. - Л.: Наука. 1986. - 156 с.
18. Емельянов Е.М. Барьерные зоны в океане. Калининград: Янтарный сказ. – 1998. - 416 с.
19. Жмур Н.С. Управление процессом и контроль результата очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. - М.: Луч. 1997.-172 с.
20. Заика В.Е., Валовая Н.А., Повчун А.С., Ревков Н.К. Митилиды Черного моря. - Киев: Наукова думка, 1990. - 208 с..
21. Измеров Н.Ф., Кириллов В.Ф., Трахтман Н.Н. Общая и коммунальная гигиена. -М.: Медицина. 1978. - 408 с.
22. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния среды. -М.: Гидрометеиздат. 1984. - 560 с.
23. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Об ассимиляционной емкости Мирового океана // ДАН СССР. 1983. Т. 272 (3).- С.702-704.

24. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. - Л.: Гидрометеиздат. 1989. - 526 с.
25. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Исследование экосистем Берингова и Чукотского морей. - Спб.: Гидрометеиздат. 1992.- 656 с.
26. Израэль Ю.А., Цыбань А.В., Вентцель М.В., Шигаев В.В. Обобщенная модель ассимиляционной емкости морской экосистемы // ДАН СССР.- 1988. - Т. 380 (2).
27. Калиев А.Ж. Оценка влияния длительного орошения сточными водами газоперерабатывающей промышленности на окружающую среду // Экология. -1990. – No.6. - С. 436-440.
28. Карташева Н.В., Остроумов С. А. Изучение способности ПАВ ингибировать фильтрационную активность коловраток // Пищ. промышленность на рубеже третьего тысячелетия. М.: Московск. гос. технол. академия. 2000. С.245-247.
29. Кожова О.М., Тимофеева С.С. Эколого-токсикологические проблемы в системе мониторинга // Теоретические вопросы биотестирования / Ред. В.И. Лукьяненко. - Волгоград: Институт биологии внутренних вод АН СССР. - 1983. - С. 165-169.
30. Кокин К.А. О фильтрующей роли высшей водной растительности в процессах самоочищения реки Москвы // Научн. докл. высш. школы. Биол. науки. - 1981.- No. 4.- С. 104 - 108.
31. Колотилова Н.Н., Остроумов С.А. Рост при воздействии ПАВ-содержащего препарата // Проблемы экологии и физиологии организмов. М.: Диалог-МГУ. 2000. – С. 66.
32. Константинов А.С. Гидробиология. – М: Высшая школа. 1979. - 480 с.
33. Лисицын А.П. Потоки вещества и энергии во внешних и внутренних сферах Земли // Глобальные изменения природной среды –2001 (Ред. Добрецов Н.Л., Коваленко В.И.). Новосибирск. Издательство СО РАН, филиал "Гео". 2001. С.163- 248.
34. Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология. - М.: Легпищепромиздат, 1983. - 320 с.
35. Матишов Д.Г., Матишов Г.Г. Радиационная экологическая океанология. Апатиты: Кольский научный центр РАН. 2001. – 417 с.
36. Маторин Д.Н. Воздействие природных факторов среды и антропогенных загрязнений на первичные процессы фотосинтеза микроводорослей. Автореферат... докт. биологических наук. - М. 1993. - 45 с.
37. Маторин Д.Н., Вавилин Д.В., Попов И.В., Венедиктов П.С. Метод биотестирования природных вод с применением регистрации замедленной флуоресценции микроводорослей // Методы биотестирования качества водной среды / Ред. Филенко О.Ф. - М.: Издательство МГУ, 1989. - С. 10-20.
38. Метелев В.В., Канаев А.И., Дзасохова Н.Г. Водная токсикология.- М.: Колос. 1971 - 248 с.
39. Митин А.В. Влияние некоторых факторов среды на водоосветляющую активность двустворчатых моллюсков. Автореферат... канд. биол. наук. М. 1984. - 22 с.
40. Мишустина И.Е. Морская микробиология. - Владивосток: Изд-во Дальневост. ун-та. 1993.- 192 с.
41. Моисеенко Т.И. Методология и методы определения критических нагрузок (применительно к поверхностным водам Кольской Субарктики) // Известия АН. Серия географическая. 1999. No. 6. С. 68-78.
42. Монаков А.В. Питание пресноводных беспозвоночных. М.: ИПЭЭ. – 1998. - 322 с.
43. Нагель Х., Остроумов С.А., Максимов В.Н. Ингибирование роста проростков гречихи под действием додецилсульфата натрия // Биологические науки. 1987. - No. 12 - С. 81-84.
44. С.А.Остроумов. Введение в биохимическую экологию. 1986. М.: Изд-во Московского университета. - 176 с.

45. Остроумов С.А. Биологическая активность вод, содержащих ПАВ // Химия и технология воды. -1991 б. - Т.13, №. 3. - С. 270-283.
46. Остроумов С.А. Тритон Х100 [ингибирование *Lepidium sativum*] // Токсикологический вестник, 1999. - №. 4. С. 41.
47. Остроумов С.А., Тетрадецилтриметиламмоний бромид [действие на *L. stagnalis*]/// Токсикол. вестн. 2000а. – №. 1. С. 42-43
48. Остроумов С.А. Критерии экологической опасности антропогенных воздействий на биоту: поиски системы // ДАН. 2000 б. - Т. 371. №. 6. С. 844-846.
49. Остроумов С.А. Концепция водной биоты как лабильного и уязвимого звена системы самоочищения воды // ДАН. 2000 в. - Т. 372. №. 2. С. 279-282.
50. Остроумов С.А. Биологические эффекты поверхностно-активных веществ в связи с антропогенными воздействиями на биосферу. М.: МАКС-Пресс. 2000 г. – 116 с.
51. Остроумов С.А. Некоторые подходы к оценке переноса углерода в нижние слои водной массы и донные осадки водных экосистем. // Водные экосистемы и организмы-2. М.: МАКС Пресс. 2000 д. - С.57-58.
52. Остроумов С.А. Водная экосистема: крупноразмерный диверсифицированный биореактор с функцией самоочищения воды // ДАН, 2000 е, - Т. 374, №3. - С.427-429.
53. Остроумов С.А. Принципы анализа экологической опасности антропогенных воздействий, в том числе химического загрязнения: концепция и новые данные. // Вестник Моск. ун-та. Сер.16. Биол. 2000 ж. - №4. С. 27-33
54. Остроумов С.А. Биологические эффекты при воздействии поверхностно-активных веществ на организмы. М.: МАКС-Пресс. 2001а. 334 с.
55. Остроумов С.А. Амфифильное вещество подавляет способность моллюсков фильтровать воду и удалять из нее клетки фитопланктона // Известия РАН. Сер. Биол. 2001 б. - № 1. С. 108-116.
56. Остроумов С.А. Дисбаланс факторов, контролирующих численность одноклеточных планктонных организмов, при антропогенных воздействиях // ДАН. 2001 в. - Т. 379. № 1. С. 136-138.
57. Остроумов С.А. Реагирование *Unio tumidus* при воздействии смесового химического препарата и опасность синэкологического суммирования антропогенных воздействий. // ДАН. 2001 г. - Т. 380. № 5. С. 714-717.
58. Остроумов С.А. Опасность двухуровневого синергизма при синэкологическом суммировании антропогенных воздействий. // ДАН. 2001 д. - Т. 380. № 6. С. 847-849.
59. Остроумов С.А. Синэкологические основы решения проблемы эвтрофирования. // ДАН. 2001 е. - Т. 381. № 5. С.709-712.
60. Остроумов С. А. Методика биотестирования: Методика оценки потенциальной опасности химических веществ по их способности снижать фильтрационную активность гидробионтов (на примере двустворчатых моллюсков) // Ecological Studies, Hazards, Solutions, 2001ж. - V. 5. P. 137-138
61. Остроумов С.А. Экология самоочищения воды // Ecological Studies, Hazards, Solutions. 2001з. Т. 5. С.124-125.
62. Остроумов С.А. Новый тип действия потенциально опасных веществ: разобщители пелагиально-бентального сопряжения. // ДАН. 2002а . - Т.383. № 1. С.138-141.
63. Остроумов С.А. Идентификация нового вида опасности химических веществ: ингибирование процессов экологической ремедиации // ДАН. 2002б. - Том 385. № 4. С. 571-573

64. Остроумов С.А. Система принципов для сохранения биогеоценотической функции и биоразнообразия фильтраторов // ДАН. 2002в. - Том. 383. № 5. С.710-713.
65. Остроумов С.А. Экология самоочищения воды // Программы спецкурсов. Москва: Московский государственный университет. 2002г. - С.126-127
66. Остроумов С.А. Сохранение биоразнообразия и качество воды: роль обратных связей в экосистемах. // ДАН. 2002д. - Т.382. № 1. С. 138-141.
67. Остроумов С.А., Борисова Е.В., Леонова Л.И., Максимов В.Н. Воздействие сульфанола на культуру водорослей *Dunaliella asymmetrica* и на проростки *Fagopyrum esculentum* // Гидробиол. журн.- 1990. - Т. 26, No.2. - С. 96-98.
68. Остроумов С.А., Вастернак К. Реагирование фотоорганотрофно растущих зеленых жгутиковых на загрязнение водной среды СМС Кристалл // Вестник Московского ун-та. Серия 16. Биология. - 1991.- No. 2.- С. 67-69.
69. Остроумов С.А., Головки А.Э., Хорошилов В.С. Биодиагностика и биотестирование загрязненных вод и ксенобиотиков - поиск нетрадиционных тест-объектов и методов // Экологические и технологические аспекты обезвреживания промышленных выбросов полимерных производств. - Черкассы: НИИТЭХИМ, 1990б. - С. 14-15.
70. Остроумов С.А., Головки А.Э., Хорошилов В.С. Биотестирование ПАВ и ПАВ-содержащих препаратов // Методология экологического нормирования (Всесоюзная конференция. Харьков, 16-20 апреля 1990) Харьков: ВНИИВО. Т. 2.- 1990 в. - С. 139.
71. Остроумов С.А., Максимов В.Н. Дegradaция водорослей при загрязнении водной среды ПАВ этонием // Экология. 1988а. - No.6. - С. 165-168.
72. Остроумов С.А., Максимов В.Н. Нарушение онтогенеза *Camelina sativa* и *Triticum aestivum* при воздействии неионогенного поверхностно-активного вещества // Экотоксикология и охрана природы. - Рига: Ин-т биологии, 1988б. - С. 54-55
73. Остроумов С.А., Третьякова А.Н. Воздействие загрязнения среды катионным ПАВ на водоросли и проростки *Fagopyrum esculentum* // Экология. - 1990. – No. 2. - С. 43-46.
74. Остроумов С.А., Федоров В.Д. Основные компоненты самоочищения экосистем и возможность его нарушения в результате химического загрязнения// Вестн. Моск. ун-та. Сер. 16. Биология. 1999. No. 1. С. 24-32.
75. Отставнова Н.К., Курмакаев В.А. О состоянии окружающей природной среды г. Москвы в 1996 // Экологический вестник Москвы. - 1997. - No. 6-8.- С. 16-47.
76. Паршикова Т.В., Веселовский В.В., Веселова Т.В., Дмитриева А.Г. Влияние поверхностно-активных веществ на функционирование фотосинтетического аппарата хлореллы // Альгология. -1994. - Т.4. No. 1.- С. 38-46.
77. Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. - М.: Легпищепромиздат, 1979. - 304 с.
78. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. - М.: Изд-во ВНИРО. 1999. – 304 с.
79. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Морская динамическая радиохемозэкология. -М.: Энергоатомиздат. 1989. -176 с.
80. Садчиков А.П. Продуцирование и трансформация органического вещества размерными группами фито- и бактериопланктона (на примере водоемов Подмосковья). Автореф. диссертации на соискание... доктора биол. наук.- М. 1997. - 54 с.
81. Скальская И.А., Флеров Б.А. оценка состояния верхней Волги (территория Ярославской обл.) по зооперифитону // Экология. 1999. No. 6. - С. 442-448.

82. Скурлатов Ю.И. Основы управления качеством природных вод // Экологическая химия водной среды. - 1988. -М. -Т.1 - С.230-255.
83. Ставская С.С., Удод В.М., Таранова Л.А., Кривец И.А. Микробиологическая очистка воды от поверхностно-активных веществ.- Киев: Наук. думка, 1988.-184 с.
84. Ставская С.С., Кривец И.А., Григорьева Т.Ю., Самойленко Л.С., Настоящая Н.И. Микробиологическая очистка производственных и ливневых сточных вод от анионных ПАВ // Химия и технология воды. -1989.- Т.11. No. 3. - С. 272 -274.
85. Строганов Н.С. Принципы оценки нормального и патологического состояния водоемов при химическом загрязнении // Теор. вопр. вод. токсикол. Материалы 3-го Сов.-амер. симпоз., (Борок, 1979). -Л. - 1981. - С. 16 - 29.
86. Сущеня Л.М. Количественные закономерности питания ракообразных.- Минск: Наука и техника. 1975. - 208 с.
87. Уотербери Дж., Остроумов С.А. 1994. Действие неионогенного поверхностно-активного вещества на цианобактерии // Микробиология. -1994. - Т. 63, вып. 2, - С. 258-262.
88. Филенко О.Ф. Водная токсикология. - Черногловка, 1988. - 156 с.
89. Флеров Б.А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. - Л.: Наука, 1989.-144 с.
90. Штамм Е.В., Батовская Л.О. Биотические и абиотические факторы формирования редокс-состояния природной водной среды // Экологическая химия водной среды. - 1988. -М. - Т.2 - С.125-137.
91. Эльпинер Л.И. Качество природных вод и состояние здоровья населения в бассейне Волги // Водн. ресурсы. – 1999. Т. 26. No. 1. – С. 50-70.
92. Яблоков А.В., Остроумов С.А. Охрана живой природы: проблемы и перспективы. - М.: Лес. пром-сть, 1983. - 272 с.
93. Яблоков А.В., Остроумов С.А. Уровни охраны живой природы. - М.: Наука, 1985. - 176 с.
94. Яковлев В.А. Трофическая структура зообентоса – показатель состояния водных экосистем и качества воды // Водн. рес. 2000. – Т. 27. No. 2. – С. 237-244.
95. Day K., Kaushik N. Short-term exposure of zooplankton to the synthetic pyrethroid, fenvalerate, and its effects on rates of filtration and assimilation of the alga *Chlamydomonas reinhardtii* //Arch. Environ. Contam. Toxicol. - 1987. - V.16.- P.423-432.
96. Lech J., Vodick M. Biotransformation // Fundamentals of Aquatic Toxicology / Ed. Rand G., Petrocelli S. - New York: Hemisphere Publ. Corporation. - 1985. - P. 526 - 557.
97. Maki A., Bishop W. Chemical safety evaluation // Fundamentals of Aquatic Toxicology / Ed. G. Rand, S. Petrocelli. - New York: Hemisphere Publ. Corporation. - 1985. - P. 619 - 635.
98. Newell R. Ecological changes in Chesapeake Bay: are they the result of overharvesting the American oyster, *Crassostrea virginica*? // Understanding the estuary: Advances in Chesapeake Bay Research. Proceedings of a Conference. 29-31 March 1998. Baltimore, Maryland. - Chesapeake Research Consortium Publication 129. CBP/TRS 24/88. - P. 536-546.
99. Newell R., Ott J. Macrobenthic communities and eutrophication // Macrobenthic Communities and Eutrophication. Chapter 9. In: T.C. Malone, A. Malej, L.W. Harding, Jr., N. Smolaka, and R.E. Turner (eds). Coastal and Estuarine Studies. 1999. Vol. 55, American Geophysical Union. - P. 265 – 293.
100. Ogilvie S., Mitchell S. A model of mussel filtration in a shallow New Zealand lake, with reference to eutrophication control // Archiv fur Hydrobiologie. - 1995 - V. 133(4). - P.471-482.
101. Ostroumov S.A. Biological filtering and ecological machinery for self-purification and bioremediation in aquatic ecosystems: towards a holistic view // Rivista di Biologia / Biology Forum. - 1998. - Vol.91. -P. 247-258.

102. Ostroumov S.A. Integrity-oriented approach to ecological biomachinery for self-purification and bioremediation in aquatic ecosystem // Limnology and Oceanography: Navigating into the Next Century. Waco, Texas: ASLO. - 1999. - P. 134.
103. Ostroumov S.A. Synopsis of new data and concepts in aquatic and general ecology. // Ecological Studies, Hazards, Solutions, 2001. - vol. 5. p. 130-136.
104. Ostroumov S.A. Inhibitory analysis of top-down control: new keys to studying eutrophication, algal blooms, and water self-purification. // Hydrobiologia. 2002 a. - Vol. 469. p.117-129.
105. Ostroumov S.A. Polyfunctional role of biodiversity in processes leading to water purification: current conceptualizations and concluding remarks. // Hydrobiologia. 2002b. - V. 469 (1-3). P. 203-204.
106. Palaski M., Booth H. Zebra mussel pseudofaeces production, degradation, and their potential for removal of PCBs from freshwater.// Abstr.Pap.Present. Annu. Meet. Mich. Acad. Ferris State Univ., Ann Arbor, Mich., March 10-11, 1995. Mich.Acad. -1995. - V.27. - No. 3. - P.381.
107. Poremba K., Gunkel W., Lang S., Wagner F. Marine biosurfactants, III. Toxicity testing with marine microorganisms and comparison with synthetic surfactants // Z. Naturforsch. -1991.- Vol. 45 c. - P. 210-216.
108. Ramade F. Ecotoxicology.- Chichester: Wiley, 1987. - 262 p.
109. Schnoor J., Light L., McCutcheon S., Wolfe N.L., Carreira L. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants // Env. Sci. Techn.- 1995.- Vol.29, No. 7, - P. 318 A - 323 A.
110. Smaal A.C., Widdows J. / Ed. Kramer K.J.M. // Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries. - Boca Raton: CRC Press. 1994. - P. 247 - 267.
111. Strayer D., Caraco N., Cole J., Findlay S., Pace M. Transformation of freshwater ecosystems by bivalves // BioScience. 1999. V. 49 (1). P. 19-27.
112. Stuijzand S.C., Kraak M.H.S., Wink Y.A., Davids C. Short-term effects of nickel on the filtration rate of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* // Bull. Envir. Contam. and Toxicology. - 1995. - V. 54. No. 3. - P. 376 - 381.
113. Swisher R. Surfactant Biodegradation. - New York: Marcel Dekker Inc. 1987. - 1085 p.
114. Wetzel, R. G. Limnology: Lake and River Ecosystems. - Academic Press, San Diego. 2001. - 1006 pp.
115. Widdows J., Page D.S. Effects of tributyltin and dibutyltin on the physiological energetics of the mussel *Mytilus edulis* // Mar. Environ. Res. - 1993. - V.35. - P. 233-249.
116. Yablokov A.V., Ostroumov S.A. Conservation of Living Nature and Resources: Problems, Trends, Prospects. - Berlin, New York et al.: Springer Press. 1991. - 272 p.
117. Yamasu T., Mizofuchi S. Effects of synthetic, neutral detergent and red clay on short-term measurement of O₂ production in an Okinawan reef coral // Galaxea. - 1989. - V. 8, No. 1.- P.127-142.
118. <http://scipeople.com/publication/66868/>
119. <http://scipeople.com/publication/66711/>

об авторе: Остроумов Сергей Андреевич ar55 [at] yandex.ru; доктор биологических наук