

УДК: 574.635:574.632

ОЦЕНКА ДОПУСТИМЫХ НАГРУЗОК ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ НА МАКРОФИТЫ В ВОДНОЙ СРЕДЕ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДА РЕКУРРЕНТНЫХ ДОБАВОК

© 2014 г. Е.А. Соломонова, С.А. Остроумов

Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова, Москва

Ключевые слова: фиторемедиация, водные растения, поверхностно-активные вещества, детергенты, качество воды, *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Najas guadelupensis*, *Fontinalis antipyretica*, макрофит.



Е.А. Соломонова



С.А. Остроумов

Исследовано влияние на водные растения синтетического поверхностно-активного вещества и синтетического моющего средства (ПАВ додецилсульфат натрия, синтетическое моющее средство «Аист-Универсал»). Получены количественные данные о фитотоксичности ПАВ для водных макрофитов (*Elodea canadensis* Michx., *Potamogeton crispus* L.,

Najas guadelupensis L., *Fontinalis antipyretica* Salvinia *natans* L., *S. auriculata* Aubl., и др.). Проведено экспериментальное обоснование эффективности нового метода рекуррентных добавок и его применения для изучения диапазона устойчивости конкретных видов высших водных растений. Научная ценность новых фактов состоит в выяснении фитотоксичности ПАВ для ранее не изученных видов водных макрофитов и во внесении вклада в разработку экологической технологии очищения загрязненной водной среды с использованием фиторемедиации.

Несмотря на меры по охране окружающей среды продолжается рост химического загрязнения поверхностных водных экосистем. Нарастание загрязнения водных объектов (водоемов и водотоков), выявление опасности химического загрязнения делает необходимым поиск и разработку эффективных методов улучшения их состояния и восстановления качества воды [1–19]. В последние годы большое внимание уделяется разработкам фитотехнологий очищения загрязненных вод и улучшения состояния водных объектов [2, 3]. В связи с этим возникает необходимость получения информации об устойчивости различных видов растений к загрязняющим веществам.

Водное хозяйство России № 2, 2014

Водное хозяйство России

Водные растения являются составной частью экосистемы, функционирование которой влияет на формирование качества вод. Полифункциональная роль водной биоты в очищении вод показана во многих работах, причем выявлено значение практически всего комплекса водных организмов [5–8, 20–26].

В работах различных авторов исследовано влияние на водные растения различных веществ, включая поверхностно-активные вещества (ПАВ), тяжелые металлы, нефть, пестициды, фенолы и другие поллютанты [1, 4, 11, 12]. Получены данные о количественном содержании в тканях растений загрязняющих веществ. Описаны отдельные аспекты формирования качества вод под влиянием высших водных растений [2].

При разработке научных основ технологий очищения воды и определении количественной характеристики допустимых нагрузок неизбежно встает вопрос не только о количестве поступающих в водную систему химических веществ, но и о том, за какой период времени эти вещества поступают в данную систему. Однако вопрос о допустимых нагрузках загрязняющих веществ на водные растения в условиях их неоднократного (хронического) поступления в систему исследован недостаточно. Необходимо проведение экспериментов по выявлению реакции компонентов водной системы на добавление в воду тех или иных химических веществ в форме нагрузки, распределенной на протяжении определенного периода времени [9]. В качестве метода для изучения реагирования растений на нагрузки, распределенные в течение некоторого периода времени, был предложен метод рекуррентных добавок, основанный на использовании многократных добавок загрязняющего вещества одинаковой концентрации в течение некоторого периода времени [9]. Проведена успешная апробация этого метода [10].

Цель данной работы – дополнительное экспериментальное обоснование эффективности метода рекуррентных добавок и его применение для изучения диапазона устойчивости конкретных видов высших водных растений к ПАВ и ПАВ-содержащему смесевому препарату в лабораторных условиях для использования фитотехнологического (фиторемедиационного) потенциала водных растений (макрофитов).

Задачи исследования включали: апробацию метода рекуррентных добавок для изучения диапазона устойчивости ряда видов водных растений и допустимых нагрузок поллютантов на макрофиты; изучение эффектов воздействия рекуррентных добавок – анионного поверхностно-активного вещества (АПАВ) додецилсульфата натрия (ДСН), а также ПАВ-содержащего смесевого препарата синтетического моющего средства (СМС) «Аист-Универсал» на жизнеспособность водных растений; выявление среди изучаемых видов водных растений тех, что обладают относительно большим диапазоном устойчивости к действию указанных веществ.

Некоторые предварительные данные по этой тематике были опубликованы в [10, 13].

Для исследований были выбраны представители экологически различных групп водных растений, относящихся к нескольким семействам. Среди них представители полностью погруженных укореняющихся водных растений – *Elodea canadensis* Michx. (сем. *Hydrocharitaceae*), *Potamogeton crispus* L. (сем. *Potamogetonaceae*), *Najas guadelupensis* L. (сем. *Najadaceae*), представители полностью погруженных прикрепляющихся *Fontinalis antipyretica* L. (сем. *Fontinalaceae*), макрофит OST-1, а также представители макрофитов, свободно плавающих на поверхности воды – *Salvinia natans* L., *S. auriculata* Aubl. (сем. *Salviniaceae*).

При постановке опытов использовали лабораторные микрокосмы, содержащие макрофиты. В опытах в сосуды с отстоянной в течение 48 ч водопроводной водой (объем – 1,2 л) помещали растения суммарной биомассой (сырой вес) 7–8 г (*E. canadensis*, *P. crispus* и *F. antipyretica*) и 4–5 г (*N. guadelupensis*, OST-1). В опытах с использованием СМС и макрофитов OST-1 объем воды составлял 0,8 л. В опытах с *S. natans* и *S. auriculata* учитывали число надводных листьев растений (по 40 надводных листьев в сосуде).

Опыты проводили в двукратных повторностях при температуре воды в сосудах 21 ± 3 °С. Инкубация велась в условиях естественной фотопериодичности. В качестве представителей веществ, загрязняющих водную среду, использовали АПАВ, ДСН и СМС «Аист».

Логика поставленных задач требовала проведения двух этапов опытов для изучения диапазона устойчивости высших водных растений к ПАВ и ПАВ-содержащим смесевым препаратам. В ходе первого этапа исследование проводили с применением однократных добавок загрязняющих воду химических веществ (контаминантов). На втором этапе применяли метод рекуррентных добавок ПАВ и ПАВ-содержащих смесевых препаратов. Метод предложен в работе 2006 г. [9].

Использованные в экспериментах концентрации веществ в опытах с однократными добавками и прирост количества веществ в опытах с рекуррентными добавками представлены в табл. 1.

В опытах с однократными и рекуррентными добавками синтетических веществ в водную среду установлено следующее.

1. *Фитотоксичность ПАВ и устойчивость водных растений (макрофитов) к синтетическому АПАВ (ДСН) при однократном внесении ПАВ в водную среду.*

При осуществлении экспериментов в рамках первого этапа исследований (использованы однократные добавки экотоксикантов) представляло интерес сопоставить наиболее заметные негативные последствия при воздействии ДСН на водные растения, принадлежащие к различным крупным таксонам.

Таблица 1. Концентрации ДСН и СМС в опытах с однократными добавками и прирост количества веществ в опытах с рекуррентными добавками

Добавки	Концентрации, мг/л	
Однократные	ДСН	50,0; 60,0; 100,0; 120,0; 133,3; 160,0; 166,7; 250,0; 298,8; 300,0; 320,0
	СМС	100,0; 166,7; 200,0; 250,0; 300,0; 400,0; 600,0; 800,0; 1000,0
Рекуррентные	Прирост количества, мг/л	
	ДСН	0,5; 0,8; 1,7; 8,3; 16,7; 49,8; 50,0; 100,0
	СМС	1,3; 2,5; 6,3; 12,5; 18,8; 25,0; 37,5; 50,0; 62,5

Так, для нескольких видов цветковых водных растений (*E. canadensis*, *P. crispus*, *N. guadelupensis*) общими зарегистрированными последствиями действия ДСН явились: снижение тургорного давления; депигментация листьев; опадение депигментированных и недепигментированных листьев; фрагментация стеблей и уменьшение биомассы растений.

В экспериментах с *F. antipyretica* и макрофитом OST-1 регистрировали случаи депигментации листьев, а также опадение части депигментированных листьев и уменьшение биомассы. Для *F. antipyretica* фрагментация не характерна. Были зафиксированы случаи возникновения депигментации стеблей у макрофитов OST-1 в опытах с однократными добавками ДСН.

При использовании в качестве тест-объектов водных папоротников наблюдали другие признаки проявления токсического воздействия. Плавающие на поверхности воды водные папоротники *S. natans* и *S. auriculata* реагировали на добавку ДСН отмиранием части листовых пластинок, погружением под воду участков листа или всей листовой пластинки, а также депигментацией листьев.

Проведение биотестирования ПАВ на нескольких видах макрофитов позволило выявить вид растений, сравнительно более чувствительный, чем другие виды, к воздействию исследованного экотоксиканта.

Опыты с однократными добавками ДСН показали, что среди изученных цветковых растений *P. crispus* был относительно более чувствительным к действию однократных добавок ДСН. Гибель более 50 % растений была зафиксирована через 4 сут от начала опыта при концентрациях ДСН 100,0, 133,3 и 298,8 мг/л. В опыте с элодеей при концентрациях ДСН, равных 298,8 мг/л, гибель растений регистрировали на 8 сут.

Представляет интерес выявление относительно наиболее устойчивых видов водных растений. Полученные результаты позволили выявить вид цветковых водных растений, относительно более устойчивый к фитотоксичному воздействию ДСН. Среди изученных в данной работе цветковых

водных растений наиболее устойчивой к действию ДСН была наяда. Гибель растений *N. guadelupensis* в вариантах опыта с концентрацией ДСН 298,8 мг/л отмечали через 17 сут. Наяда способна выдерживать нагрузку в 298,8 мг/л в 4 раза дольше, чем рдест, и вдвое дольше элодеи. Водные папоротники были менее устойчивы к действию ДСН, чем цветковые растения *E. canadensis* и *N. guadelupensis*. При изучении диапазона таких макрофитов, как *F. antipyretica* и OST-1 выявили, что относительно более чувствительным к действию ДСН был фонтиналис. Гибель растений *F. antipyretica* в вариантах опыта с концентрациями 100,0; 166,7; 250,0 и 300,0 мг/л фиксировали через 7 дней. В отличие от этого за время проведения опыта (30 сут) с макрофитом OST-1 при тех же концентрациях АПАВ гибели растений не произошло.

Макрофиты OST-1 в течение более длительного времени выдерживали воздействие ДСН в концентрациях от 250,0 мг/л и выше, чем наяда. А именно, при концентрациях 250,0 и 298,8 мг/л гибели макрофитов OST-1 за время проведения опыта (30 сут) не произошло. При воздействии ДСН в концентрациях 250,0 мг/л (после однократных добавок ДСН) гибель более 50 % растений *N. guadelupensis* была зафиксирована через 19 и 21 сут, при воздействии ДСН в концентрациях 298,8 мг/л – через 17 сут.

Проведенные опыты позволили предварительно выявить растения как относительно более чувствительные к действию однократных добавок относительно высоких концентраций ДСН (*P. crispus*, *S. natans*, *S. auriculata*, *F. antipyretica*), так и относительно более устойчивые среди изученных видов растений (макрофиты OST-1, *N. guadelupensis*).

2. *Фитотоксичность ПАВ и устойчивость водных растений (макрофитов) к АПАВ (ДСН) в условиях рекуррентных добавок ПАВ в водную среду.*

На втором этапе исследований проводили рекуррентные добавки ПАВ в водную среду микрокосмов. В результате опытов с рекуррентными добавками с цветковыми водными растениями (*Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Najas guadelupensis*), а также с макрофитами OST-1 установлены нагрузки ДСН на микрокосмы, при которых не наблюдалось видимых отличий от контроля в течение относительно длительного периода времени (табл. 2). Таким образом, нагрузка находилась в пределах диапазона устойчивости. Показано, что диапазон устойчивости макрофитов OST-1 был на два порядка выше, чем у элодеи. Суммарная нагрузка при приросте ДСН 0,5 мг/л составляла 4 мг/л для элодеи и 460 мг/л для OST-1.

В экспериментах с *E. canadensis*, *P. crispus*, *N. guadelupensis* и OST-1 были установлены нагрузки ДСН на микрокосмы, содержащие водные растения, при которых наблюдаются нарушения состояния макрофитов. Эти нагрузки (при реализации за указанный период времени) выходили за пределы диапазона устойчивости (табл. 3).

Таблица 2. Изучение диапазона устойчивости (толерантности) водных растений

Вид растения	Суммарные нагрузки (количества*) ДСН, не приводящие к видимым изменениям в состоянии макрофитов в модельных системах, мг/л	Прирост ДСН после каждой добавки, мг/л	Количество добавок	Время, в течение которого не наблюдалось видимых изменений в состоянии макрофитов в модельных системах, сут
<i>E. canadensis</i>	4	0,5	8	18
<i>P. crispus</i>	3,3	0,8	4	8
<i>N. guadelupensis</i>	208,8	1,7	125	291
OST-1	460	5	92	213

Примечание: * – суммарное количество вещества, внесенное в ходе всех добавок.

Таблица 3. Результаты изучения фитотоксичности додецилсульфата натрия для водных растений

Вид растения	Количество ДСН в одной добавке, мг/л	Регистрация первых видимых начальных изменений* в модельных системах			Гибель растений		
		Суммарное количество ДСН, мг/л	Количество добавок	Время, через которое наблюдались изменения, сут	Суммарное количество ДСН, мг/л	Количество добавок	Время, через которое наступала гибель, сут
<i>E. canadensis</i>	8,3	33,2	4	8	83,0	10	19
	16,7	33,4	2	3	66,8	4	8
<i>P. crispus</i>	8,3	24,9	3	6	33,2	4	8
	16,7	33,4	2	3	66,8	4	7
	49,8	99,6	2	3	199,2	4	7
<i>N. guadelupensis</i>	8,3	124,5	15	34	141,1	17	39
	8,3	141,1	17	39	157,7	19	44
	16,7	167,0	10	21	233,8	14	32
	50,0	300,0	6	14	350,0	7	16
OST-1	100,0	300,0	3	6	400,0	4	8
	8,3	215,8	26	59	282,2	34	77
	8,3	373,5	45	103	398,4	48	110
	16,7	400,8	24	55	567,8	34	77
	50,0	850,0	17	38	1100,0	22	49
	100,0	1700,0	17	38	2200,0	22	49

Примечание: * – депигментация листьев.

Сопоставление нагрузок ДСН, при которых наблюдаются нарушения состояния макрофитов, с нагрузками ДСН, при которых не наблюдалось видимых отличий от контроля в течение относительно длительного периода времени, показывает, что удалось выявить границу перехода от сравнительно допустимой нагрузки к безусловно недопустимым в использованных экспериментальных условиях нагрузкам.

В результате экспериментов и их анализа выявлено, что суммарное количество ДСН, не приводящее к видимым изменениям в модельных системах с *N. guadelupensis*, более чем в 40 раз превышало таковое в опытах с другими цветковыми водными растениями. Это свидетельствует о сравнительно более высокой степени устойчивости (толерантности) *N. guadelupensis* к действию этого ПАВ по сравнению с другими изучавшимися видами растений.

Суммарное количество ДСН, не приводящее к видимым изменениям в модельных системах с макрофитом OST-1 при рекуррентных добавках, значительно превышало значение этого показателя у других видов использованных растений, в том числе наяды, что также свидетельствует о сравнительно более высокой степени устойчивости макрофита OST-1 к действию этого ПАВ.

Сопоставление данных табл. 2 и 3 выявляет принципиальное значение величины отдельной добавки экотоксиканта в ряду повторяющихся добавок. При правильном выборе величины добавки растения выдерживают большое число добавок, что ведет к тому, что они выдерживают большую суммарную нагрузку. Например, наяда при малых добавках выдерживала суммарную нагрузку 208,8 мг/л за 291 день, в то время как при более крупных добавках эти макрофиты погибали после суммарной нагрузки 141 мг/л. Поскольку добавки распределены на протяжении некоторого отрезка времени, эти опыты моделируют важный для технологии процесс поступления экотоксиканта в водную систему с загрязненными или сточными водами, стекающими в водную экосистему.

Обобщая полученные результаты, можно сделать вывод, что они позволили выявить расположение нескольких видов макрофитов в ряду повышения устойчивости к АПАВ ДСН. Этот ряд от менее устойчивого (*P. crispus*) к более устойчивому (OST-1) имеет следующий вид: *P. crispus* < *E. canadensis* < *N. guadelupensis* < OST-1. Именно такой порядок расположения макрофитов в ряду повышения устойчивости подтверждается экспериментальными результатами.

Устойчивость изученных видов макрофитов к ДСН возрастала в следующем порядке: для растений рдеста *P. crispus* допустимая нагрузка составляла 3,3 мг/л при инкубации в течение 8 сут при приросте концентрации после одной добавки – 0,8 мг/л. Для элодеи *E. canadensis* допустимая нагрузка составляла 4,0 мг/л при инкубации в течение 18 сут при приросте концентрации после одной добавки – 0,5 мг/л.

В опытах с наядой *N. guadelupensis* допустимая нагрузка составляла 208,0 мг/л при инкубации в течение 29 сут при приросте вещества после одной добавки 1,7 мг/л. Для макрофита OST-1 допустимая нагрузка 460,0 мг/л при инкубации в течение 213 сут при приросте концентрации после одной добавки 5,0 мг/л.

Выявленная тенденция повышения устойчивости макрофитов в установленном ряду может иметь практическое значение при поиске наиболее подходящих видов растений при создании экологических технологий улучшения качества воды, загрязненной АПАВ. Полученные количественные данные о сохранении или утрате жизнеспособности макрофитов при различных режимах добавок дают полезную информацию для разработки режимов эксплуатации фитомассы макрофитов в фитотехнологиях очищения воды.

3. Устойчивость водных растений (макрофитов) к СМС в условиях рекуррентных добавок СМС в водную среду.

Выше были описаны результаты опытов по использованию метода рекуррентных добавок к изучению фитотоксичности индивидуального вещества, ПАВ ДСН. На основании результатов, полученных в ходе экспериментов с использованием индивидуального ПАВ, сформулирована гипотеза, что этот же подход можно применить к смесевым препаратам. Гипотеза проверена на СМС «Аист-Универсал».

Устойчивость водных макрофитов к данному СМС была изучена на примере *F. antipyretica* и OST-1. В экспериментах с фонтиналисом *F. antipyretica* выявлено, что допустимая нагрузка составляла 62,5 мг/л при инкубации в течение 11 сут при приросте концентрации после одной добавки 12,5 мг/л.

В отличие от этого для макрофита OST-1 допустимая нагрузка была значительно больше 1687,0 мг/л при инкубации 314 сут при таком же приросте концентрации после одной добавки 12,5 мг/л.

Из этих цифр следует, что фонтиналис является видом, относительно менее устойчивым к смеси препарата (СМС), а макрофит OST-1 – относительно более устойчивым.

Таким образом, предложен общий методический подход, который успешно работает при анализе устойчивости водных макрофитов и к индивидуальным веществам (на примере ДСН), и к смесевым препаратам (на примере моющего средства СМС). Последнее особенно важно, поскольку именно смесевые препараты выпускаются промышленностью в больших количествах (разнообразные пеномоющие средства) и соответственно являются наиболее значительными (по массе) загрязнителями водной среды.

4. Оценка допустимых нагрузок загрязняющих воду химических веществ.

На основании полученных данных можно привести примеры оценки допустимых нагрузок использованных загрязняющих веществ в пересчете на 1 г биомассы растений (табл. 4.).

Таблица 4. Примеры оценки допустимых нагрузок загрязняющих веществ в пересчете на биомассу растений (биомасса в расчете на сырой вес)

Вещество	Вид	Допустимые суммарные нагрузки, мг/л	Допустимые суммарные нагрузки на 1 г биомассы, мг/г	Максимальная продолжительность инкубации, сут	Количество вещества в одной добавке, мг/л
АПАВ ДСН	<i>E. canadensis</i>	4,0	0,7	18	0,5
	<i>P. crispus</i>	3,3	0,6	8	0,8
	<i>N.guadelupensis</i>	208,8	58,3	291	1,7
	OST-1	460,0	128,5	213	5,0
СМС «Аист- Универсал»	OST-1	1687,5	333,3	314	12,5
	<i>F. antipyretica</i>	62,5	7,0	11	12,5

Выявленные в опытах допустимые нагрузки ПАВ ДСН на биомассу рдеста, элодеи, наяды и макрофита OST-1 приведены ниже, причем вычисленные значения допустимых суммарных нагрузок имеют научную и практическую ценность в сочетании с данными о длительности периода повторяющихся добавок и величине этих добавок.

Допустимые суммарные нагрузки ДСН на 1 г биомассы для рдеста *P. crispus* составляют 0,6 мг/г при максимальной продолжительности инкубации 8 сут и приросте концентрации после одной добавки 0,8 мг/л.

При изучении элодеи *E. canadensis* допустимые суммарные нагрузки ДСН на 1 г биомассы 0,7 мг/г при максимальной продолжительности инкубации 18 сут и приросте концентрации после одной добавки 0,5 мг/л.

Для фитомассы наяды *N. guadelupensis* допустимые суммарные нагрузки ДСН на 1 г биомассы составляют 58,3 мг/г при максимальной продолжительности инкубации 291 сут, приросте концентрации после одной добавки 1,7 мг/л.

Допустимые суммарные нагрузки ДСН на 1 г биомассы для макрофита OST-1 128,5 мг/г при продолжительности инкубации 213 сут и приросте концентрации после одной добавки 5,0 мг/л.

В водных системах с фонтиналисом *F. antipyretica* допустимые суммарные нагрузки использованного СМС на 1 г биомассы составляют 7,0 мг/г при максимальной продолжительности инкубации 11 сут и приросте концентрации СМС после одной добавки 12,5 мг/л.

Допустимые суммарные нагрузки использованного СМС на 1 г биомассы для макрофита OST-1 333,3 мг/г при продолжительности инкубации 314 сут и приросте концентрации СМС после одной добавки 12,5 мг/л.

Из этих фактов следует, что один из наиболее массовых видов макрофитов, часто фигурирующий в исследованиях водной токсикологии и в работах по биотестированию экотоксикантов (элодея канадская), обладает слабой ус-

тойчивостью и выдерживает относительно малую суммарную нагрузку ДСН. Это необходимо учитывать при разработке фитотехнологий очищения воды, загрязненной синтетическим ПАВ. То же самое можно сказать и о другом массовом виде макрофитов, рдесте *P. crispus*, который также представляется малоустойчивым в случае применения для фитотехнологий очищения воды. Полученные данные нормированы на единицу биомассы макрофитов, что необходимо при создании экологических технологий очищения воды и улучшения ее качества. При практическом использовании подобных технологий необходимо иметь научную основу для расчета количества биомассы макрофитов конкретного вида, которая будет выдерживать конкретное весовое количество экотоксикантов, поступающих за определенное время в воду системы с макрофитами. Практическое значение могут иметь и относительно малоустойчивые виды макрофитов, поскольку в их число входят массовые виды, большую биомассу которых можно легко собрать в природных местах обитания. Для успешного практического применения исследованных видов макрофитов в фитотехнологиях следует учитывать полученные в представленной работе данные о допустимых нагрузках, в том числе о нагрузках, нормированных на единицу веса биомассы.

Полученные в проведенных опытах результаты продолжают линию исследований, представленных в публикациях [14, 15, 27]. Проведенные опыты получили дальнейшее продолжение в серии экспериментов, в ходе которых были обнаружены новые факты о перспективности высших водных растений для фиторемедиации вод, загрязненных другими поллютантами – тяжелыми металлами [18, 19].

Полученные данные дополняют знания о фиторемедиационном потенциале сосудистых растений в целом [2, 3, 12–19, 28–32] и подтверждают высказанное ранее предположение о перспективности использования высших водных растений для ремедиации водных систем, загрязненных ПАВ [4]. Выявленные факты о негативном воздействии определенных концентраций ПАВ и СМС на водные растения дополняют ранее полученные сведения о токсичности этих веществ для различных организмов [4, 10, 11, 33–39] и подчеркивают экологическую опасность веществ этого класса как загрязнителей водной среды.

Выводы

Проведенные на нескольких видах водных макрофитов опыты позволили расширить методический арсенал изучения уязвимости и толерантности водных растений к загрязняющим веществам (на примере ПАВ и ПАВ-содержащего смесового вещества) и получить новые конкретные факты.

На основании проведенных опытов можно сделать следующие выводы. В экспериментах с лабораторными водными микрокосмами успешно использован предложенный ранее [9] метод рекуррентных добавок химичес-

ких веществ в водную среду (на примерах ДСН, СМС) для изучения диапазона устойчивости водных растений, потенциально перспективных для восстановления загрязненных водных систем, а также для оценки допустимой нагрузки поллютантов на эти растения. Метод использован при изучении пяти видов водных макрофитов (*Elodea canadensis* Michx., *Potamogeton crispus* L., *Najas guadelupensis* L., *Fontinalis antipyretica* L., макрофит OST-1).

В продолжительных экспериментах выявлены распределенные на протяжении определенного периода времени (от 8 до 314 сут) допустимые нагрузки ДСН и СМС на водные микрокосмы, содержащие эти растения, при которых не наблюдалось видимых отличий от контроля. Разработанный подход пополняет научную информацию о допустимых нагрузках на макрофитный компонент водных экосистем.

В опытах с микрокосмами выявлены выходящие за пределы диапазона устойчивости распределенные на протяжении определенного периода времени нагрузки ДСН на водные микрокосмы, содержащие макрофиты (*E. canadensis*, *P. crispus*, *N. guadelupensis*, *F. antipyretica*, OST-1), при которых наблюдаются нарушения состояния макрофитов.

Разработанный метод и полученные данные вносят вклад в характеристику диапазона устойчивости пяти видов водных растений. Среди изученных видов относительно более устойчивым к действию тестируемых веществ был макрофит OST-1. В условиях проведенных опытов максимальная нагрузка ДСН для этого макрофита при расчете на единицу объема водной среды составляла 460,0 мг/л, время инкубации 213 сут. Максимальная нагрузка СМС для этого макрофита – 1687,5 мг/л, при времени инкубации 314 сут. Полученные экспериментальные результаты доказывают, что фитосистемы с этими макрофитами перспективны для патентования и практического использования.

Проведена дополнительная апробация метода рекуррентных добавок. Использованный метод позволил оценить допустимые нагрузки поллютантов в расчете на единицу биомассы (фитомассы) водных макрофитов. В условиях проведенных опытов допустимая нагрузка ДСН для макрофитов OST-1 составляла 128,5 мг на 1 г биомассы (сырой вес) при продолжительности инкубации 213 сут. Допустимая нагрузка СМС для макрофитов OST-1 – 333 мг на 1 г биомассы при инкубации 314 сут. Полученные данные, насколько известно авторам, являются первыми и единственными в научной литературе количественными оценками допустимой нагрузки химических веществ на единицу биомассы фитокомпонента водной системы, что имеет значение для разработки экотехнологий очищения воды с использованием водных макрофитов.

Разработанный и апробированный на нескольких видах водных растений метод количественного определения допустимой нагрузки химических загрязняющих веществ на биомассу водных растений позволяет выполнять

оценку допустимого количества поллютантов, которые могут поступать на системы с макрофитами в системах очищения воды. Это имеет практическое значение для разработки технологий очищения воды, установления режимов эксплуатации ботанических площадок и других систем очищения воды с использованием высших водных растений.

Авторы выражают благодарность В.С. Новикову и М.А. Кудряшовой за обсуждение, Т.В. Шестаковой, В.А. Поклонову за участие в работах, продолжающих тему данной статьи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Попов А.Н. Влияние соединений металлов, фтора, мышьяка (V+) и величины pH на процессы жизнедеятельности высшей водной растительности. Сообщение 3. Влияние ионов цинка (2+), меди (2+) и фтора (-) на процессы жизнедеятельности рогоза узколистного // Водное хозяйство России. 2009. № 5. С. 99–109.
2. Крот Ю.Г. Использование высших водных растений в биотехнологиях очистки поверхностных и сточных вод // Гидробиол. журнал. 2006. Т. 42. № 1. С. 47–58.
3. Морозов Н.В. Экологическая биотехнология: очистка природных и сточных вод макрофитами. Казань: Изд-во Казанского гос. пед. ун-та, 2001.
4. Остроумов С.А. Биологические эффекты при воздействии поверхностно-активных веществ на организмы. М.: МАКС Пресс, 2001. 344 с.
5. Остроумов С.А. О биотическом самоочищении водных экосистем. Элементы теории // ДАН. 2004. Т. 396. № 1. С. 136–141.
6. Остроумов С.А. Биологический механизм самоочищения в природных водоемах и водотоках: теория и практика // Успехи современной биологии. 2004. Т. 124. № 5. С. 429–442.
7. Остроумов С.А. О некоторых вопросах поддержания качества воды и ее самоочищения // Водные ресурсы. 2005. Т. 32. № 3. С. 337–347.
8. Остроумов С.А. О полифункциональной роли биоты в самоочищении водных экосистем // Экология. 2005. № 6. С. 452–459.
9. Остроумов С.А. Модельная система в условиях рекуррентных (реитерационных) добавок ксенобиотика или поллютанта: инновационный метод изучения толерантности, ассимиляционной емкости системы, предельно допустимых поступлений загрязняющих веществ и потенциала фиторемедиации // Ecological Studies, Hazards, Solutions. 2006. Т. 11. С. 72–74.
10. Соломонова Е.А., Остроумов С.А. Биоэффекты воздействия додецилсульфата натрия на водные макрофиты // Водное хозяйство России. 2006. № 6. С. 32–39.
11. Lizotte R.E., Dorn P.B., Steinriede R.W., Wong D.C.L., Rodgers J.H. Ecological effects of an anionic C12-15AE-3S alkylethoxysulfate surfactant in outdoor stream mesocosms // Environ Toxicol. and Chem. 2002. V. 21. No. 12. P. 2742–2751.
12. Phytoremediation. Transformation and Control of Contaminants / Edited by McCutcheon S.C., Schnoor J.L. Hoboken (New Jersey, USA): Wiley-Interscience, 2003. 987 p.
13. Остроумов С.А., Соломонова Е.А. Инновационная разработка экотехнологического подхода к очищению вод: фиторемедиация с использованием водных макрофитов // Вода: технология и экология. 2008. № 3. С. 48–56.
14. Соломонова Е.А., Остроумов С.А. Изучение устойчивости водного макрофита *Potamogeton crispus* L. к додецилсульфату натрия // Вестник Моск. ун-та. Сер. 16. Биология. 2007. № 4. С. 39–42.

15. Лазарева Е.В., Остроумов С.А. Ускорение снижения концентрации поверхностно-активного вещества в воде микрокосма в присутствии растений: инновации для фитотехнологии // ДАН. 2009. Т. 425. № 6. С. 843–845.
16. Solomonova E.A., Ostroumov S.A. Tolerance of an aquatic macrophyte *Potamogeton crispus* L. to sodium dodecyl sulphate // Moscow University Biological Sciences Bulletin. 2007. V. 62. No. 4. P. 176–179.
17. Lazareva E.V., Ostroumov S.A. Accelerated decrease in surfactant concentration in the water of a microcosm in the presence of plants: innovations for phytotechnology // Doklady Biological Sciences. 2009. V. 425. P. 180–182.
18. Остроумов С.А., Котелевцев С.В., Шестакова Т.В., Колотилова Н.Н., Поклонов В.А., Соломонова Е.А. Новое о фиторемедиационном потенциале: ускорение снижения концентраций тяжелых металлов (Pb, Cd, Zn, Cu) в воде в присутствии элодеи // Экологическая химия. 2009. Т. 18 (2). С. 111–119.
19. Остроумов С.А., Шестакова Т.В. Снижение измеряемых концентраций Cu, Zn, Cd, Pb в воде экспериментальных систем с *Ceratophyllum demersum*: потенциал фиторемедиации // ДАН. 2009. Т. 428. № 2. С. 282–285.
20. Остроумов С.А. О гидробиологическом механизме самоочищения водных объектов: от теории к практике // Водное хозяйство России. 2004. Т. 6. № 3. С. 193–201.
21. Ostroumov S.A., Widdows J. Inhibition of mussel suspension feeding by surfactants of three classes // Hydrobiologia. 2006. V. 556. No. 1. P. 381–386.
22. Остроумов С.А. Водная экосистема: крупноразмерный диверсифицированный биореактор с функцией самоочищения воды // ДАН. 2000. Т. 374. № 3. С. 427–429. <https://www.academia.edu/1012207/>
23. Остроумов С.А. Ингибиторный анализ регуляторных взаимодействий в трофических цепях // ДАН. 2000. Т. 375. № 6. С. 847–849.
24. Ostroumov S.A. On the biotic self-purification of aquatic ecosystems: elements of the theory // Doklady Biological Sciences. 2004. V. 396. P. 206–211.
25. Ostroumov S.A. Inhibitory analysis of top-down control: new keys to studying eutrophication, algal blooms, and water self-purification // Hydrobiologia. 2002. V. 469. No. 1–3. P. 117–129.
26. Ostroumov S.A. Polyfunctional role of biodiversity in processes leading to water purification: current conceptualizations and concluding remarks // Hydrobiologia. 2002. V. 469. No. 1–3. P. 203–204.
27. Жиров В.К. О новых исследованиях взаимодействия загрязняющих веществ с макрофитами в связи с изучением их фиторемедиационного потенциала // Вода: технология и экология. 2009. № 1. с. 72–74.
28. Rai P.K. Heavy metal pollution in aquatic ecosystems and its phytoremediation using wetland plants: an ecosustainable approach // Int. J. Phytoremediation. 2008. V. 10 (2). P. 131–158.
29. Rahman M.A., Hasegawa H. Aquatic arsenic: phytoremediation using floating macrophytes // Chemosphere. 2011. V. 83 (5). P. 633–646.
30. Остроумов С.А., Шестакова Т.В., Котелевцев С.В., Соломонова Е.А., Головня Е.Г., Поклонов В.А. Присутствие макрофитов в водной системе ускоряет снижение концентраций меди, свинца и других тяжелых металлов в воде // Водное хозяйство России. 2009. № 2. С. 58–67.
31. Nirmal-Kumar J. I., Soni H., Kumar R.N., Bhatt I. Macrophytes in phytoremediation of heavy metal contaminated water and sediments in Pariyej Community Reserve, Gujarat, India // Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 2008. V. 8. P. 193–200.
32. Miretzky P., Saralegui A., Fernández C.A. Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes // Chemosphere. 2006. V. 62 (2). P. 247–254.
33. Ostroumov S.A., Samoilenko L.S. Assessment of biotechnological destruction of anionic surface-active substances using biotests // Moscow University Biological Sciences Bulletin. 1990. V. 45. No. 3. P. 72–76.

34. *Ostroumov S.A.* Problems of assessment of biological activity of xenobiotics // Moscow University Biological Sciences Bulletin. 1990. V. 45 (2). P. 26–32.
35. *Ostroumov S.A., Fedorov V.D.* Basic components of self-purification of ecosystems and its possible chemically induced impairment // Moscow University Biological Sciences Bulletin. 1999. V. 54. No. 1. P. 19–29.
36. *Ostroumov S.A.* Elements of the qualitative theory of biotic self-purification of aquatic ecosystems. Application of the theory to biodiversity conservation practice // Moscow University Biological Sciences Bulletin. 2004. V. 59. No. 1. P. 26–35.
37. *Ostroumov S.A., Widdows J.* Effects of cationic surfactant on mussels: inhibition of water filtration // Moscow University Biological Sciences Bulletin. 2004. V. 59. No. 4. P. 29–33.
38. *Roberts D.W., Roberts J.F., Hodges G., Gutsell S., Ward R.S., Llewellyn C.* Aquatic toxicity of cationic surfactants to *Daphnia magna* // SAR and QSAR in Environmental Research. 2013. V. 24 (5). P. 417–427.
39. *Mazur R., Wagner A., Zhou M.* The application of the *Lymnaea stagnalis* embryo-test in the toxicity bioindication of surfactants in fresh waters // Ecological Indicators. 2013. V. 30. P. 190–195.

Сведения об авторах:

Остроумов Сергей Андреевич, д-р биол. наук, ведущий научный сотрудник, биологический факультет, Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы, МГУ им. М.В.Ломоносова; e-mail: ar55@yandex.ru

Соломонова Елена Анатольевна, аспирант, биологический факультет, Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы, МГУ им. М.В.Ломоносова; e-mail: ar55@yandex.ru