

УДК 581.526.325.2

ИЗМЕНЕНИЕ ПРОДУКТИВНОСТИ ФИТОПЛАНКТОНА ПРИ ВВЕДЕНИИ В ЭКОСИСТЕМУ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И ПОСЛЕДУЮЩЕЙ ОЧИСТКЕ ГУМИНОВЫМ СОРБЕНТОМ¹

© 2019 г. Т. С. Скрипкина^{1,2,*}, А. Л. Бычков^{1,2}, Б. С. Смоляков³,
О. И. Ломовский¹

¹ Институт химии твердого тела и механохимии СО РАН, Россия 630128 Новосибирск

² Новосибирский государственный университет, Россия 630090 Новосибирск

³ Институт неорганической химии им. А. В. Николаева СО РАН, Россия 630090 Новосибирск
*e-mail: urazovatanya@mail.ru

Поступила в редакцию 01.07.2016 г.
Доработана и дополнена 29.06.2017 г.

Представлены результаты экспериментов по мезомоделированию загрязнения воды пресного равнинного водоема смесью солей тяжелых металлов (Cd, Zn, Cu). Исследован отклик фитопланктона (по показателям первичной продукции) на присутствие в воде тяжелых металлов и на введение сорбента на основе механохимически окисленных гуминовых кислот. Выведение тяжелых металлов фитопланктоном на 16-й день эксперимента привело к снижению содержания Cd(II) до 62, Zn(II) до 58 и Cu(II) до 46% от начального уровня. Применение сорбента в тех же условиях привело к снижению содержания Cd(II) до 21, Zn(II) до 27 и Cu(II) до 10% от начального уровня. Исследуемый сорбент не вызывает цветения водоема, что отличает его от сорбентов, содержащих гуминовые кислоты с нативной структурой молекулы.

Ключевые слова: сорбент, фитопланктон, первичная продукция, гуминовые вещества, Новосибирское водохранилище.

DOI: 10.31857/S0321-0596462207-213

ВВЕДЕНИЕ

Фитопланктон – основной продуцент органического вещества – играет значительную роль в структуре и функционировании водных экосистем. Водоросли планктона быстро реагируют на изменение концентраций в воде различных веществ [21].

Фитопланктон Новосибирского водохранилища – крупнейшего искусственного водоема бассейна р. Оби представлен в основном диатомовыми, зелеными водорослями и цианобактериями. Последние в летний период способны вызвать “цветение” водоема [3, 8, 10]. Увеличение численности водорослей и цианобактерий – один из показателей эвтрофирования водохранилища [11]. Еще одна проблема водохранилища – повышение содержания тяжелых металлов в воде: их соединения обна-

руживаются в гидробионтах всех трофических уровней, в донных осадках и воде, причем концентрации могут превышать предельно допустимые [2, 4, 9, 12]. Тяжелые металлы относятся к наиболее опасным загрязняющим токсичным веществам, которые непрерывно попадают в природные объекты и перераспределяются по компонентам экосистемы, не покидая ее [19]. Часть поступающих в воду тяжелых металлов оседает на дно с минеральными взвешьями, часть аккумулируется в живых организмах. В частности, фитопланктон способен связывать ионы тяжелых металлов и осаждаться на дно водоема при отмирании, таким образом очищая толщу воды [22].

Основные растворимые формы тяжелых металлов в воде – аква-ионы и комплексы с органическими веществами. Гуминовые вещества, которые также могут присутствовать в толще воды, способны к иммобилизации тяжелых металлов. Существует множество работ, посвященных выведению различных поллютантов гуминовыми

¹ Работа выполнена при поддержке РФФИ (проект № 17-05-00623).

кислотами [20, 26]. Однако при применении классических гуминовых сорбентов в естественных условиях возникают проблемы, связанные со стимуляцией процессов эвтрофирования водоема. Побочного эффекта применения сорбентов можно избежать, изменив молекулярно-массовое распределение и поверхностно-активные свойства гуминовых веществ [6, 16, 23, 27]. Этим требованиям отвечают сорбенты, модифицированные механохимическим окислением и содержащие гуминовые кислоты с более низкими молекулярными массами и повышенным содержанием фенольных и карбоксильных группировок [17].

Цель данной работы – исследование эффективности нового гуминового сорбента (бурого угля, модифицированного механохимическим окислением) для ремедиации водоема в условиях, приближенных к естественным.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В качестве природного объекта для натурального эксперимента выбрано Новосибирское водохранилище, гидрохимические и гидробиологические характеристики которого хорошо изучены и описаны в литературе [2, 9, 11, 12]. По многолетним данным [5], содержания исследуемых тяжелых металлов в воде Новосибирского водохранилища в среднем находятся в пределах: Zn – 2.3–14 мкг/дм³, Cu – 3.5–6.0 мкг/дм³, Cd – 0.02–0.3 мкг/дм³. Эксперименты проводили на химико-экологическом стационаре Института неорганической химии СО РАН при помощи методики мезомоделирования [13, 14, 18] в два этапа: (I) в июле 2012 г. (мезомоделирование загрязнения воды солями тяжелых металлов), средняя температура воды составляла 23.7°C; (II) в августе 2014 г. (изучение влияния гуминового сорбента и исходного бурого угля на продукционную активность фитопланктона), средняя температура воды составляла 21.5°C. Гидрологические условия на данном участке водохранилища практически не отличались от созданных в мезокосмах, и это давало возможность сравнивать продуктивность фитопланктона в мезокосмах и в естественных условиях.

Первичную продукцию P водорослей оценивали по рН воды, поскольку изменение значений рН связано с изменением интенсивности фотосинтеза [1, 15]. Достоинство метода оценки P по суточной динамике рН (в отличие от кислотного метода определения продукции) – простота инструментального определения рН воды.

Для расчета P по динамике концентрации CO_2 использовано уравнение (1) [16]:

$$P = \Delta[\text{CO}_2]_{4-3} \frac{n_1}{n_3} - \Delta[\text{CO}_2]_{2-1} + \frac{1}{2} \left(\Delta[\text{CO}_2]_{4-3} + \frac{n_2}{n_3} - \Delta[\text{CO}_2]_{2-1} \frac{n_2}{n_1} \right), \quad (1)$$

где $[\text{CO}_2]_{i-j}$ – вклад фотосинтеза, дыхания и расхода в изменение концентрации CO_2 в слое воды за период от i -й до j -й временной точки; n – протяженность соответствующего временного интервала между точками: n_1 – первой (рассвет) и второй (пик фотосинтеза), n_2 – второй и третьей (после заката), n_3 – третьей и четвертой (рассвет следующего дня).

Определение температуры и рН водных проб проводили на приборе “Мультитест ИПЛ–113”. В период проведения работы диапазон температуры воды составлял 19–28°C.

Для нового гуминового сорбента тяжелых металлов, созданного на основе механохимического окисления бурого угля, характерно повышенное количество фенольных и карбоксильных группировок гуминовых кислот [17].

Мезомоделирование загрязнения воды солями тяжелых металлов

Для оценки эффективности использования сорбента для ремедиации загрязненных водоемов в этой серии экспериментов использовали мезокосмы (глубина: $H = 3.0$ м, объем воды: $V = 2000$ л), ограничивающие участок водоема от поверхности до дна. В каждом мезокосме задавали одинаковые начальные концентрации ионов тяжелых металлов: для Zn(II) – 1000, для Cu(II) – 500 и для Cd(II) – 100 мкг/л. В опытный мезокосм вводили навеску 100 г сорбента, полученного из бурого угля, модифицированного механохимическим окислением, контрольный мезокосм оставался без сорбента.

На протяжении 16 сут пробы для контроля суточной динамики рН воды отбирали с трех горизонтов ($H = 0.0, 1.5$ и 2.5 м) три раза в сутки: на рассвете, на пике фотосинтеза и после заката.

Найденные значения P усреднялись для всего объема воды в мезокосме. Для определения содержания тяжелых металлов в воде готовили усредненную пробу и пропускали ее через мембранный фильтр (0.5 мкм). В фильтрате методом инверсионной вольтамперометрии определяли остаточную концентрацию тяжелых металлов в растворе $[\text{Me}]_w$. Фильтры подвергали разложению и также определяли содержания тяжелых

металлов на взвешенном веществе $[Me]_y$. Эти данные использовали для нахождения суммарной концентрации металлов C_{Me} в объеме воды. Таким образом учитывали тяжелые металлы, находящиеся в воде в растворенной и связанной форме.

В ходе эксперимента исследовали продукционную активность фитопланктона. В качестве контроля для расчета относительной продукции использовали фоновую воду.

На дне мезокосма устанавливали седиментационные ловушки, которые поднимали на 6-е сут и по завершении эксперимента (16-е сут).

Изучение влияния гуминового сорбента и исходного бурого угля на продукционную активность планктона

Для оценки влияния сорбента на продукционную способность фитопланктона в отсутствие загрязнения использовали три одинаковых миникосма ($H = 0.5$ м, $V = 200$ л). Один из них служил контролем, в другие вводили по 10 г исходного бурого угля или сорбента. На протяжении эксперимента (9 сут) ежедневно (на рассвете, в середине дня и на закате) из каждого миникосма отбирали пробы воды для контроля суточной динамики рН. Для расчета относительной продукции использовали фоновую воду, отобранную в непосредственной близости к миникосмам.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Выведение тяжелых металлов

Металлы, введенные в мезокосм, распределяются между фрагментами гидроэкосистемы. Часть металлов сорбируется на взвеси, часть

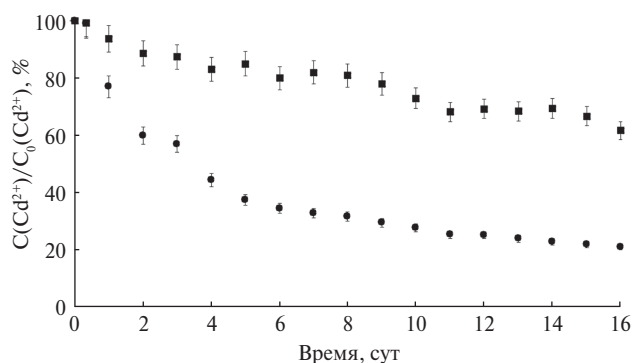


Рис. 1. Временная динамика выведения Cd^{2+} в условиях мезомоделирования: верхняя кривая — без сорбента, нижняя — с сорбентом. По оси ординат — отношение текущей концентрации тяжелого металла в растворе к его начальной концентрации.

аккумулируется живыми организмами, часть остается в растворе. Динамика выведения тяжелых металлов из толщи воды представлена на рис. 1–2.

Во всех трех случаях видно, что концентрация тяжелых металлов уменьшается с течением времени и в отсутствие сорбента, однако действие сорбента значительно ускоряет данный процесс.

Для ионов Cd (рис. 1) наиболее резкое уменьшение концентрации произошло в течение первого дня, что говорит об эффективности применения сорбента.

Для Zn (рис. 2а) наблюдается аналогичная картина. Можно сделать вывод, что сорбент в случае Zn и Cd действует наиболее эффективно в течение первых суток, однако сорбция протекает и далее по ходу продвижения взвеси в толще воды.

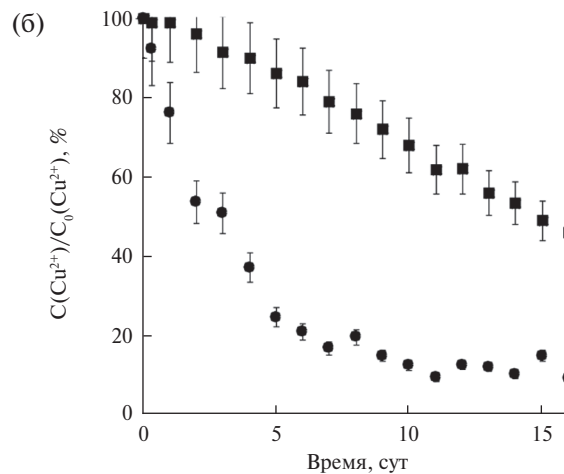
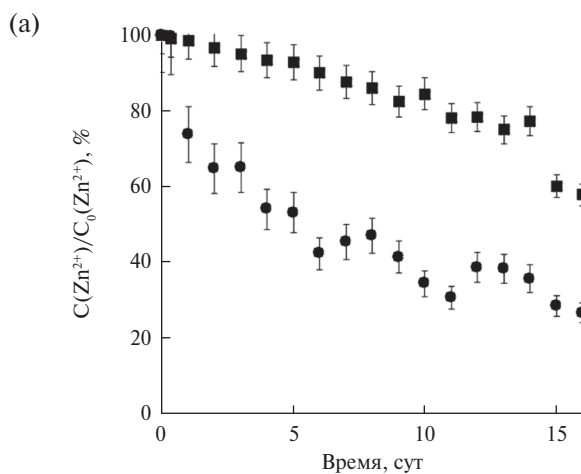


Рис. 2. Временная динамика выведения тяжелых металлов (а) — Zn, (б) — Cu в условиях мезомоделирования: верхняя кривая — без сорбента, нижняя — с сорбентом. По оси ординат — отношение текущей концентрации тяжелого металла в растворе к его начальной концентрации.

Таблица. Характеристика осадков, осевших в разных мезокосмах

Мезокосм	Период, сут	Масса, г	Содержание металлов, мг		
			Zn	Cu	Cd
Контрольный	0–6	19.4	66.0	75.7	4.7
Опытный	0–6	96.3	799	732	106
Контрольный	7–16	18.8	265	320	20.7
Опытный	7–16	61.3	258	117	18.4
Контрольный	0–16	38.2	331	395	25.3
Опытный	0–16	157.6	1057	848	124

Для Cu можно отметить снижение содержания в течение первых пяти дней, что коррелирует с данными по осаждению сорбента. Таким образом, на протяжении всего времени присутствия сорбента в растворе он связывает Cu с одинаковой эффективностью, что объясняется большей устойчивостью комплексов Cu с гуминовыми кислотами [25].

Итак, отличие динамики выведения ионов тяжелых металлов в мезокосмах с сорбентом от таковой в контрольном мезокосме выражается в более резком падении их концентрации в объеме воды в начальной стадии эксперимента. Очевидно, что динамика остаточной концентрации металлов в воде обусловлена их сорбцией на взвешенных частицах, постепенно оседающих на дно.

Оценка длительности пребывания сорбента в толще воды

При установке мезокосмов на дно помещались седиментационные ловушки. Подъем ловушек осуществляли дважды: через 6 сут и по завершении эксперимента, через 16 сут. По соотношению площадей дна мезокосма и седиментационной ловушки (12.56) вычислено количество взвеси, осевшей на дно мезокосма, а также содержание в ней тяжелых металлов (таблица).

На 6-й день эксперимента в контрольном мезокосме на дно осело 19.4 г взвеси, а в мезокосме с добавкой сорбента – 96.3 г. Разность массы осадков составляет 86.9 г. Поскольку в этот мезокосм было введено 100 г сорбента, можно заключить, что основная часть сорбента с сорбированными металлами за этот период осела на дно. Это способствовало более эффективному снижению остаточной концентрации металлов в воде. В последующий период

из объема воды контрольного мезокосма осело 18.8 г осадка. Длительное оседание взвеси в отсутствие дополнительных порций взвешенных частиц можно объяснить их самопроизвольным возникновением за счет остаточной биомассы микроорганизмов, образованной за период проведения эксперимента. Роль возобновляемого планктонного канала в седиментационных процессах выведения металлов из объема воды загрязненного водоема установлена ранее в [24]. Действием этого канала объясняется длительная динамика остаточной концентрации металлов в контрольном мезокосме (рис. 1, 2) без добавок сорбента. Выведение тяжелых металлов через биотический канал на 16-й день эксперимента привело к снижению концентраций Cd(II) до 62, Zn(II) до 58, Cu(II) до 46% от начальных.

Очевидно, роль этого канала в выведении тяжелых металлов проявлялась и в мезокосме с добавкой сорбента, в меньшей степени в начальной стадии эксперимента, когда преобладал вклад оседающего сорбента, и в большей степени в последующий период, с 7-х по 16-е сут.

Динамика отклика планктонных водорослей

Эффективность действия планктонного канала в седиментационных процессах выведения металлов из объема воды контрольного мезокосма и мезокосма с добавкой сорбента связана с интенсивностью воспроизводства в них планктонных организмов. На рис. 3 показана динамика относительной продукции фитопланктона P/P_0 (P_0 – продукция фитопланктона в фоновой воде) в обоих мезокосмах по ходу эксперимента. Введение металлов в оба мезокосма привело к резкому и сильному угнетению продукционной способности в них. С 3-х сут она начала восстанавливаться и в контрольном мезокосме

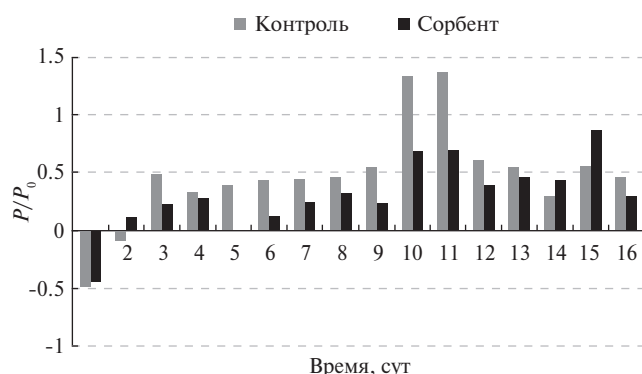


Рис. 3. Зависимость относительной первичной продукции P/P_0 в мезокосмах от времени в условиях мезомоделирования для сорбентов из бурого угля. P – первичная суточная продукция, мезокосм; P_0 – первичная суточная продукция, фоновая вода.

достигла фонового уровня на 10–11-е сут, после чего вновь снизилась до ~0.5 суточной продукции в фоновой воде. Суммарное значение P в этом мезокосме за 16 сут эксперимента составило 8.3×10^{-3} гС/л, что в пересчете на объем воды 2000 л составляет 16.7 гС. Если принять долю C в сухой биомассе, равной 0.4 [7], получим, что во всем объеме количество произведенной биомассы составило 41.7 г. Эта величина сопоставима с массой осадка, осевшего на дно за этот период – 38.2 г (таблица).

Динамика P/P_0 в мезокосме с добавкой сорбента была похожей, однако рост биомассы фитопланктона оказался меньше по сравнению с контрольным мезокосмом, и она не достигала уровня фона на 10–11-е сут.

Суммарное значение P в мезокосме с добавкой сорбента за 16 сут эксперимента составило 10.1 мгС/л, т.е. в ~1.6 раза меньше, чем в контрольном мезокосме. Из этого можно заключить, что вклад планктонного канала в седи-

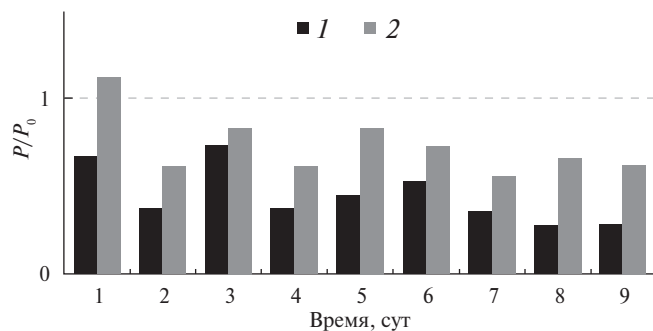


Рис. 4. Зависимость относительной первичной продукции P/P_0 в миникосмах от времени, влияние компонентов сорбента: 1 – бурого угля, механохимически окисленного $\text{Na}_2\text{CO}_3 \times 1.5\text{H}_2\text{O}$, 2 – исходного бурого угля. P – первичная суточная продукция, миникосм, P_0 – первичная суточная продукция, фоновая вода

ментационные процессы выведения металлов из объема воды уменьшился при введении сорбента. Однако этот канал важен для обеспечения длительного снижения остаточной концентрации металлов-поллютантов в период после оседания сорбента. Положительный результат введения сорбента заключался не только в быстром снижении концентрации металлов в объеме воды, но и в подавлении негативного эффекта развития планктонных организмов, наблюдаемого в загрязненных водоемах. Это стало причиной проведения следующего эксперимента по исследованию влияния компонентов сорбента на продуктивность биомассы фитопланктона.

Для исследования влияния окисленного гуминового сорбента на продуктивность биомассы фитопланктона проведены эксперименты с гуминовым сорбентом, полученным из бурого угля, модифицированного механохимическим окислением, и исходным бурым углем. Как видно по рис. 4, введение сорбента из бурого угля после механохимической модификации и исходного (необработанного) бурого угля снижает продуктивность фитопланктона на протяжении всего времени эксперимента (9 сут). Возможными причинами ингибирования роста фитопланктона с первых по 6-е сутки могут быть временное уменьшение прозрачности воды и сорбция фитопланктона на взвешенных частицах сорбента, постепенное оседание на дно. Важно отметить, что угнетение продолжалось и после оседания сорбента только в миникосме с бурым углем, модифицированным механохимическим окислением. Можно полагать, что его применение позволит избежать проблемы “цветения” водоемов, наблюдаемого при их очистке с использованием гуминсодержащих сорбентов [18].

ВЫВОДЫ

Введение в воду сорбента на основе механохимически окисленного бурого угля способствует быстрому и эффективному снижению остаточной концентрации металлов-поллютантов в объеме воды. В отличие от сорбентов, содержащих гуминовые кислоты с нативной структурой молекул, механохимически окисленный бурый уголь не стимулирует дополнительное развитие фитопланктона и не способствует цветению воды. После выведения сорбента из толщи воды (оседание на дно) функция очищения переходит к фитопланктону и концентрация металлов-поллютантов в воде продолжает снижаться.

Таким образом, показана эффективность применения полученного сорбента, обладающего пониженной ростостимулирующей способностью, для ремедиации водоема, загрязненного металлами.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бруевич С.В. Проблемы химии моря. М.: Наука, 1978. 335 с.
2. Брянская А.В., Двуреченская С.Я., Пузанов А.В., Пельтек С.Е. Исследования токсичности сточных вод, поступающих в Новосибирское водохранилище // Вода: химия и экология. 2013. Т. 63. № 9. С. 19–23.
3. Васильев О.Ф., Савкин В.М., Двуреченская С.Я. и др. Экологическое состояние Новосибирского водохранилища // Сибирский экол. журн. 2000. № 2. С. 149–163.
4. Васильев О.Ф., Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Попов П.А. Водохозяйственные и экологические проблемы Новосибирского водохранилища // Вод. ресурсы. 1997. № 24. С. 581–589.
5. Двуреченская С.Я., Булычева Т.М. Гидрохимический режим и качество воды Новосибирского водохранилища // Многолетняя динамика водно-экологического режима Новосибирского водохранилища. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2014. С. 54–89.
6. Куликова Н.А. Связывающая способность и детоксицирующие свойства гумусовых кислот по отношению к атразину. Дис. ... канд. биол. наук. М.: Изд-во МГУ, 1999.
7. Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Основы общей экологии. М.: Университет. кн., 2005. 236 с.
8. Науменко Ю.В. Фитопланктон реки Оби. Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Новосибирск, 1996. 33 с.
9. Огрызкова О.С., Эйрих А.Н., Серых Т.Г. и др. Сезонные изменения содержания марганца в воде Новосибирского водохранилища // Изв. АлтГУ. 2014. Т. 83. № 2, 3. С. 176–180.
10. Романов Р.Е., Ким Г.В. Состав и структура альгоценозов // Многолетняя динамика водно-экологического режима Новосибирского водохранилища. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2014. С. 90–131.
11. Савкин В.М. Водохранилища Сибири, водно-экологические и водно-хозяйственные последствия их создания // Сибирский экол. журн. 2000. № 2. С. 109–121.
12. Савкин В.М., Двуреченская С.Я. Влияние многолетних изменений гидролого-гидрохимического режима Новосибирского водохранилища на экологические условия водопользования // Сибирский экол. журн. 2010. № 4. С. 663–669.
13. Смоляков Б.С., Белеванцев В.И., Жигула М.В. и др. Оценка последствий комплексного загрязнения пресного водоема солями металлов с помощью мезокозмов // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31. № 3. С. 365–374.
14. Смоляков Б.С., Бортникова С.Б., Жигула М.В., Федотова А.А., Ермолаева Н.И., Артамонова С.Ю. Мезомоделирование комплексного загрязнения пресного водоема солями металлов (Pb, Cu, Zn, Cd) при вариациях их химических форм в растворе // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31. № 3. С. 365–374.
15. Смоляков Б.С., Плеханов Д.Ф. Оценка первичной продукции в пресном водоеме по суточной динамике pH воды // Журн. экол. химии. 1994. Т. 3. № 3–4. С. 201–205.
16. Тихонов В.В., Орлов Д.С., Лисовицкая О.В. и др. Сорбция гуминовых кислот бактериями // Микробиология. 2013. Т. 82. № 6. С. 691–697.
17. Уразова Т.С., Бычков А.Л., Ломовский О.И. Механохимическая модификация структуры гуминовых кислот бурого угля для получения сорбентов тяжелых металлов // Журн. прикладной химии. 2014. Т. 87. Вып. 5. С. 664–668.
18. Belevantsev V.I., Ryzhikh A.P., Smolyakov B.S. Diurnal and Vertical Variability of pH (O₂), and Eh in the Novosibirsk Water Reservoir // Russian Geol. Geoph. 2008. № 49. P. 673–681.
19. Fu F., Wang Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review // J. Environ. Manag. 2011. V. 92. № 3. P. 407–418.
20. Ghabbour E.A., Shaker M., El-Toukhy A., Abid I.M., Davies G. Thermodynamics of metal cation binding by a solid soil-derived humic acid: Binding of Fe(III), Pb(II), and Cu(II) // Chemosphere. 2006. 63. P. 477–483.
21. Khan F.A., Ansari A.A. Eutrophication: An ecological vision // Botanical Rev. 2005. V. 71. № 4. P. 449–482.
22. Mohan D., Pittman Jr. C.U. Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents – A critical review // J. Haz. Mat. 2007. V. 142. № 1–2. P. 1–53.
23. Petersen R.C. The contradictory biological behavior of humic substances in the aquatic environment // Humic substances in the aquatic and terrestrial environment. Berlin Heidelberg: Springer-verlag, 1991. P. 369–389.
24. Smolyakov B.S., Ryzhikh A.P., Romanov R.E. The fate of Cu, Zn, and Cd in the initial stage of water system contamination: The effect of phytoplankton activity // J. Haz. Mat. 2010. V. 184. P. 819–825.
25. Takenaga H., Aso S. Studies on the physiological effect of humic acid. Part 9. Stability constants of cation-nitrogenic acid chelates // Soil Sci. Plant Nutr. 1976. V. 22. № 1. P. 103–104.
26. Tipping E. Cation Binding by Humic Substances. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2002. 422 p.
27. Tulonen T., Salonen K., Arvola L. Effects of different molecular weight fractions of dissolved organic matter on the growth of bacteria, algae and protozoa from a highly humic lake // Hydrobiologia. 1992. № 229. P. 239–252.

Changes in Phytoplankton Productivity with the Introduction of Heavy Metals into the Ecosystem and its Subsequent Purification with a Humic Sorbent

T. S. Skripkina^{1,2,*}, A. L. Bychkov^{1,2}, B. S. Smolyakov³, O. I. Lomovsky¹

¹ *Institute of Solid State Chemistry and Mechanochemistry SB RAS,
Novosibirsk 630128, Russia*

² *Novosibirsk State University, Novosibirsk 630090, Russia*

³ *Nikolaev Institute of Inorganic Chemistry SB RAS, Novosibirsk 630090, Russia*

**e-mail: urazovatanya@mail.ru*

Received: 01.07.2016 г.

Received version received 29.06.2017 г.

Mesoscale modeling experiments simulating water pollution of a freshwater plain reservoir by infusion of a mixture of heavy-metal (Cd, Zn, Cu) salts were conducted. Central to the research was determining the phytoplankton response (in terms of primary production) to the presence of heavy metals in water and to the introduction of a sorbent based on mechanochemically oxidized humic acids. The removal of heavy metals by phytoplankton on the 16th day of the experiment resulted in a decrease in the content of Cd(II) to 62%, Zn(II) to 58%, and Cu(II) to 46% of the initial levels. The use of sorbent under the same conditions led to a decrease in the content of Cd(II) to 21%, Zn(II) to 27%, and Cu(II) to 10% of the initial levels. The sorbent under study does not cause blooming of the reservoir, distinguishing it from sorbents containing humic acids with the native structure of molecules.

Keywords: sorbent, phytoplankton, primary production, humic substances, Novosibirsk Reservoir.

DOI: 10.31857/S0321-0596462207-213