

МОДЕЛИРОВАНИЕ И ОПТИМИЗАЦИЯ ПРОЦЕССОВ УДАЛЕНИЯ РАСТВОРИМЫХ СОЕДИНЕНИЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ИЗ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИМ СПОСОБОМ¹

© 2012 г. Г. А. Дубинин*, А. Ю. Сорокина, А. Е. Мысякин*, М. Ю. Грабович**,
А. Т. Епринцев**, В. Ю. Букреева**

Институт микробиологии РАН

117312 Москва, просп. 60-летия Октября, 7/2

E-mail: gdubinina@mail.ru

** Российский государственный медицинский университет*

117997 Москва, ул. Островитянова, 1

*** Воронежский государственный университет*

394007 Воронеж, Университетская площадь, 1

Поступила в редакцию 02.03.2011 г.

Приведены результаты лабораторного моделирования микробиологического способа удаления растворимых соединений Fe, Mn и других тяжелых металлов (Al, Cr, Zn, Co, Cu, Pb, Cd) с использованием лабораторного биореактора. Результаты исследования показали, что основной способ оптимизации условий, способствующих удалению растворенных соединений металлов из питьевой воды, состоял в создании и поддержании благоприятного для бактериальных окислительных процессов кислородного режима аэрации и, что особенно важно, в предотвращении застойных явлений на песчаном фильтре биореактора в момент его остановки. Последнее сопровождалось усилением бактериальных процессов редукции осажденных тяжелых металлов, что приводило к переводу их в раствор и к вторичному «загрязнению» воды.

Ключевые слова: питьевое водоснабжение, биореактор для удаления металлов из питьевой воды, железо- и марганцеокисляющие и восстанавливающие бактерии, сорбция тяжелых металлов, оптимизация режима эксплуатации биореактора.

В условиях интенсивного техногенного и антропогенного загрязнения окружающей среды используемые способы очистки питьевой воды, основанные на применении сильных окислителей, коагулянтов и фильтров, не всегда справляются с нагрузкой из-за высокого содержания в воде загрязняющих веществ, в том числе железа и других тяжелых металлов [2, 3, 12].

Многочисленные микробиологические исследования, проводившиеся в пресноводных экосистемах различного типа, обогащенных растворимыми соединениями железа и марганца, – водах поверхностного стока и водоемах [1, 3, 15], подземных водоносных горизонтах [8, 12], – свидетельствуют о важнейшей роли биологического фактора в их окислении и осаждении из водной среды. Один из возможных путей совершенствования методов очистки питьевой воды заключа-

ется в оптимизации режимов работы эксплуатируемых в ходе водоочистки песчаных фильтров с учетом действия биологического фактора, т.е. с созданием условий, благоприятствующих окислительной функции микроорганизмов цикла железа, заселяющих песчаные фильтры.

Цель исследования – выяснение функциональной активности процессов микробиологического осаждения растворимых соединений железа, марганца и ряда других тяжелых металлов из питьевой воды и оптимизация режимов, благоприятствующих протеканию этих процессов, в модельной лабораторной установке.

Ранее авторами исследован качественный и количественный состав сообществ железо- и марганцеокисляющих бактерий на одном из песчаных фильтров Воронежской станции водоочистки [2]. Это позволило сделать вывод о том, что в биоценозе микроорганизмов, развивающихся в песчаном фильтре, широко распространены сообщества представителей различных таксономических и физиологических групп бактерий био-

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проекты 08-04-99026 р-офи, 07-04-00651, 07-05-00336, 10-04-01500) и Президиума РАН (проект “Молекулярная и клеточная биология”).

логического цикла железа (железо-, марганцеокисляющие и редуцирующие).

Конкретные задачи исследований включали: создание лабораторной модельной установки – биореактора с использованием природных биоценозов микроорганизмов из песчаных фильтров городских станций очистки питьевой воды; оценку динамики численности и состава основных физиологических групп микроорганизмов, участвующих в трансформации соединений железа и марганца; определение влияния ряда гидрохимических и гидродинамических факторов на удаление растворимых металлов из водной фазы с участием микроорганизмов.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Микробиологические методы. Для количественного учета различных физиологических групп микроорганизмов геохимического цикла железа и марганца в воде и песчаном фильтре установки использовали метод предельных десятикратных разведений с применением перечисленных далее стандартных питательных сред. Для сульфатредуцирующих бактерий использовали среду Видделя с лактатом натрия [19] с добавлением ацетата натрия (0.5 г/л), для анаэробных железомарганцедуцирующих бактерий, обладающих респираторным типом метаболизма и использующих $\text{Fe}(\text{OH})_3$ или MnO_2 в качестве акцепторов электронов, – среду Миерса и Нильсена [16], для железомарганцедуцирующих бактерий с бройдильным типом метаболизма – среду Бромфильда [14]. Культивирование бактерий проводили в пробирках Хангейта в анаэробных условиях. Для количественного учета общей численности одноклеточных железомарганцеокисляющих органоотрофных бактерий применяли метод посева на агаровую среду Тилера в чашки Петри с последующим подсчетом колоний, накапливающих оксиды железа или марганца [7, 18]. Морфологически своеобразных представителей железобактерий родов *Leptothrix*, *Sphaerotilus*, *Metallogenium*, *Gallionella*, *Nyphomicrobium* выявляли в исследуемых осадках путем микроскопического анализа в светооптическом фазово-контрастном микроскопе фирмы “Zeiss” NU 2. В качестве материала для посевов на питательные среды использовали биообрастания, полученные путем тщательного отмывания с 1 см^3 песчаных фракций из колонки биореактора в стерильной водопроводной воде.

Аналитические методы. Количественное определение различных форм железа и марганца в водной фазе на входе и выходе из биореактора проводили в нефилтрованной воде колориметрическими методами на спектрофотометре СФ КФК-3. Общее содержание $\text{Mn}(\text{II}) + \text{Mn}(\text{IV})$ определяли формальдоксимовым методом [16],

$\text{Mn}(\text{IV})$ – с использованием ортотолидина [16], содержание $\text{Mn}(\text{II})$ рассчитывали по разности $\text{Mn}_{\text{общ}} - \text{Mn}(\text{IV})$. $\text{Fe}(\text{II})$ определяли с α, α -дипиридиллом [10], $\text{Fe}(\text{III})$ – сульфосалициловым методом [10]. Содержание растворимого в воде кислорода определяли модифицированным микрометодом Винклера [8]. Количественное определение других тяжелых металлов (Al, Cr, Zn, Co, Cu, Pb, Cd) в нефилтрованных водных пробах проводили методом атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС) на приборе PERKIN ELMER (модель 403) с использованием пламени: воздух–ацетилен и закись азота–ацетилен.

Определение металлов в твердой фазе (соскобов с погруженных в колонку стекол и в обрастающих песчаной фракции биореактора) проводили методом рентгеноспектрального анализа с микрозондовым анализатором в трансмиссионном микроскопе фирмы “JEOL” JEM 100 С при ускоряющем напряжении 80 кВ. Исследуемый материал после фиксации в 2%-ном растворе глутаральдегида с последующим двухкратным отмыванием в дистиллированной воде наносили на медные сетки с фовмаровой пленкой без дополнительного контрастирования и подсушивали.

Описание модельной установки. Схема модельной установки (биореактора) приведена на рис. 1. Биореактор представлял стеклянную колонку объемом 2.5 л (высотой 30 см, диаметром 10.5 см). Колонка была заполнена на 1/3 объема песком, отобранном из песчаных фильтров городской станции очистки питьевой воды, содержащим природный биоценоз железомарганцеокисляющих бактерий. Оставшийся объем заполняли сначала крупным, а затем мелкозернистым песком, последовательно тщательно отмывым в 1%-ной соляной кислоте и дистиллированной воде. В песок погружали предметные стекла для микроскопического анализа обрастаний. В контрольных вариантах для определения скорости процессов химического окисления растворимых соединений металлов колонку заполняли песком без внесения фракции песка с бактериальными обрастаниями и с добавлением ингибитора дыхания NaN_3 в концентрации $1 \times 10^{-2} \text{ М}$ для подавления активности аэробных бактерий.

Через колонку осуществляли проток воды из резервуара, периодически заполняемого водопроводной водой из московской городской сети питьевого водоснабжения, в которую вносили соединения Fe и Mn или других тяжелых металлов в необходимых концентрациях. Скорость потока регулировали с помощью микронасоса. Концентрации металлов в резервуаре биореактора сопоставимы с обнаруженными в ряде загрязняемых природных водных источников, используемых для питьевого водоснабжения [3, 13]. Отбор проб воды для анализа содержания металлов проводи-

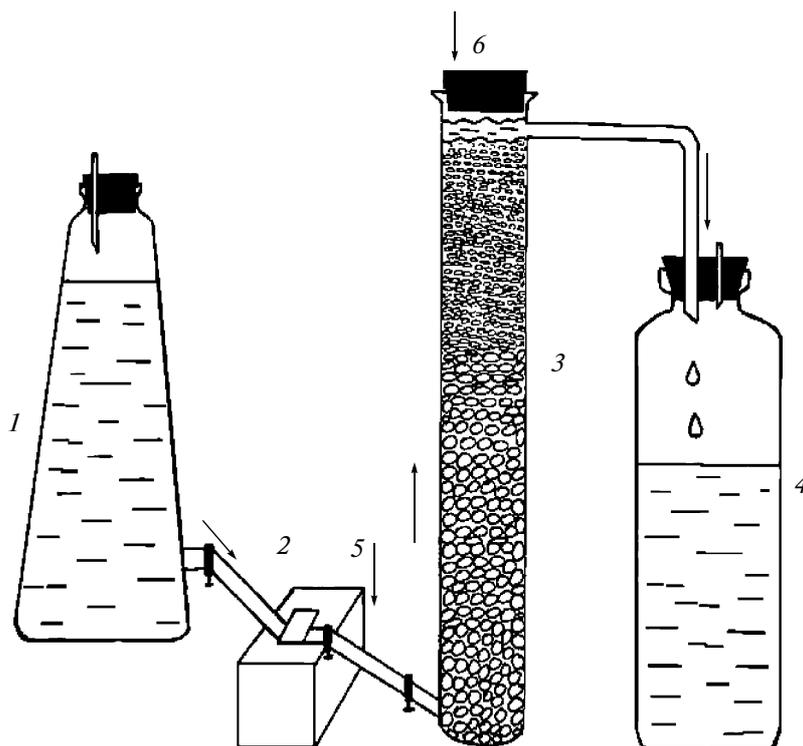


Рис. 1. Схема биореактора для удаления тяжелых металлов из воды: 1 – резервуар с водопроводной водой; 2 – микронасос; 3 – песчаный фильтр; 4 – приемник воды; 5 – пробоотборник на входе воды; 6 – пробоотборник на выходе воды из биореактора.

ли на входе и выходе из биореактора. С целью выявления условий их наиболее полного удаления из воды и осаждения на песчаном фильтре в ходе экспериментов изменяли режимы скорости потока воды, длительности каждого этапа и исходной концентрации растворенных металлов на входе биореактор. Смену указанных параметров

осуществляли, ориентируясь на результаты анализов содержания металлов в воде на выходе из биореактора, а именно – при снижении их концентраций до величин ПДК. Это происходило, как правило, после трех–четырёх дней протока при определенном режиме. Конкретные вышеупомянутые величины приведены в табл. 1–5.

Таблица 1. Соотношение скоростей процессов биологического и химического окисления Fe(II) и Mn(II) в песчаном фильтре проточной лабораторной установки (скорость потока воды – 3 мл/см³ песка/сут; исходное содержание растворенного кислорода в воде на входе – 7.4–7.5 мг/л; pH 7.0–7.1; в качестве источника Fe(II) использовали аммонийное лимоннокислое двухвалентное железо в указанных концентрациях, мг/л; в контрольные варианты вносили 1×10^{-2} М NaN₃ (химическое окисление); величины ПДК для Fe и Mn приведены в табл. 5)

Время от начала протока, сут	Биологические процессы				Химические процессы			
	Mn(II)		Fe(II)		Mn(II)		Fe(II)	
	на входе	на выходе	на входе	на выходе	на входе	на выходе	на входе	на выходе
0	3.3	3.25	2.0	2.0	3.3	3.25	2.0	2.0
4	3.3	0.1	2.0	0.75	3.3	3.15	2.0	2.05
6*	4.6	1.25	3.0	0.1	4.6	4.45	3.0	3.05
9*	4.6	0.01	3.0	0.15	4.6	4.55	3.0	2.95

* Анализы проводили на следующий день после увеличения концентрации металлов в воде резервуара.

Таблица 2. Влияние режима работы проточной установки на осаждение марганца из воды в песчаном фильтре биореактора

Скорость протока воды, мл воды/см ³ песчаного фильтра в сутки	Время от начала опыта, сут	Содержание в воде, мг/л		
		Mn(II)		растворенный O ₂ на выходе
		на входе	на выходе	
2.0	0	1.0	1.0	7.2–7.4
0*	14	1.0	1.4	Не определено
1.3	17	1.0	<0.005	4.9
2.5	30	1.0	0.1	5.9
2.5	34	2.0	0.25	Не определено
2.5	37	2.0	<0.005	5.8
2.8	40	3.0	0.36	5.6
3.0	45	1.0	0.005	Не определено

* Отбор проб после остановки протока на 9 ч.

Таблица 3. Влияние режима работы проточной установки на осаждение железа из воды в песчаном фильтре биореактора (исходное содержание O₂ в воде на входе – 7.2–7.4 мг/л)

Скорость протока воды, мл воды/см ³ песчаного фильтра в сутки	Время от начала опыта, сут	Содержание в воде, мг/л		
		Fe(II)		растворенный O ₂ на выходе
		на входе	на выходе	
1.2	18	1.0	0.05	Не определено
1.3	21	1.0	0.05	5.8
0*	25	1.0	0.35	1.3
2.5	31	1.0	0.05	5.6
3.0	34	2.0	0.1	Не определено
2.5	37	2.0	0.25	Не определено
0*	40	3.0	0.5	3.7
3.0	44	3.0	0.07	Не определено

* Отбор проб после остановки протока на 9 ч.

Таблица 4. Влияние режима работы проточной установки на численность Fe- и Mn-редуцирующих бактерий в биореакторе, кл/см³ (I – сульфатредуцирующие; II – использующие оксиды Fe и Mn в качестве акцепторов электронов при дыхании; III – бродильщики; 1 – через 7 сут после начала работы установки; 2 – через 2 сут после остановки протока)

Образец	Физиологические группы редукторов Fe(III) и Mn(IV)					
	I		II		III	
	1	2	1	2	1	2
Крупный песок	10 ²	10 ³	10 ³	10 ⁴	10 ³	10 ⁴
Мелкий песок	10 ²	10 ⁵	10 ²	10 ⁵	10 ³	10 ⁴
Исходная вода	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Вода на выходе из колонки	<1	10 ⁴	10	10 ⁴	10 ²	10 ⁵

Таблица 5. Влияние режима работы проточной установки на содержание химических элементов в воде, мг/л (1 – содержание химических элементов в исходной воде, мг/л; 2–5 – в воде на выходе из биореактора; 2 – в воде через 7 сут работы реактора; содержание химических элементов в воде, мг/л, после остановки протока на 2 сут с последующим отбором проб после пуска протока: 3 – через 1 ч; 4, 5 – через 2 и 24 ч соответственно; 6 – ПДК (СанПин 2.1.4. 1074-01);)

Время отбора проб	Fe	Zn	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Al	Cd	Pb
1	0.5	1.0	1.0	0.1		0.1	1.0	0.5	0.01	0.03
2	0.23	0.2	0.13	0.02	0.09	0.04	0.02	1.3	0.001	0.03
3	0.3	2.69	2.23	0.55	0.92	1.09	2.34	2.38	0.029	0.185
4	3.71	1.25	7.46	0.02	0.04	0.11	0.02	0.46	0.012	0.03
5	0.05	2.17	2.67	0.02	0.09	0.07	0.02	0.17	0.015	0.03
6	0.05	0.16	0.05	0.02	0.09	0.03	0.02	0.12	0.003	0.03

Особое внимание обращено на кислородный режим в биореакторе, который определял скорости биологических окислительных реакций.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Состав биоценоза и численность железобактерий в песчаном фильтре биореактора. Соотношение бактериального и химического осаждения металлов. После полутора–двух недель с момента пуска протока водопроводной воды, в которую внесены растворимые соединения железа и марганца (комплексорганические соединения лимоннокислого аммонийного Fe(II) и сернокислый марганец), отмечено обильное осаждение оксидов металлов в отмытом песке песчаного фильтра и на погруженных предметных стеклах. Путем микроскопического анализа и анализа цитохимическими методами окраски Fe(III) или MnO₂ в бактериальных обрастаниях на стеклах, экспонированных в песчаном фильтре [7], показана локализация оксидов практически только на поверхности бактериальных клеток. В составе бактериальных биоценозов доминировали одноклеточные железобактерии, морфологически сходные с представителями родов “Siderocapsa”, реже – Leptothrix, Gallionella и Hyphomicrobium. Численность одноклеточных железобактерий, учтенных методом посева образцов на среду Тилера, составляла 3–5 × 10⁵ клеток в смывах свежесаженных оксидов с 1 см³ песка из верхнего слоя колонки реактора. Сходный состав сообществ железобактерий обнаружен авторами, как упомянуто выше, в песчаных фильтрах городской станции водоочистки г. Воронежа [2].

Биологическое и химическое окисление железа и марганца в биореакторе. Результаты серии опытов по сопоставлению скоростей процессов биологического и химического осаждения растворимых соединений Fe и Mn из воды приведены в табл. 1. Они свидетельствуют о том, что в преде-

лах исходных концентраций Mn(II) 3.3–4.6 мг/л химического окисления марганца в контрольных вариантах не происходило за период наблюдений в течение 9 сут. Аналогичные результаты получены в опытах по химическому окислению цитрата Fe(II), что согласуется с известными данными об устойчивости комплексорганических соединений железа (цитрата, гуматов, ЭДТА-комплексов) в аэробных условиях химическому окислению при нейтральных и слабощелочных значениях pH. В опытном реакторе за счет природной ассоциации бактерий осаждение новообразованных оксидов Mn, MnO₂ приводило к резкому падению концентрации растворимого марганца в воде ниже величин ПДК по ГОСТ. Можно заключить, что интенсификация процессов очистки питьевой воды от тяжелых металлов должна быть направлена на оптимизацию условий окислительной деятельности железо- и марганцеоксилирующих бактерий.

Влияние режима работы биореактора на скорость удаления металлов из воды и состав микроорганизмов. Результаты исследований влияния концентрации растворимых соединений металлов Fe(II) и Mn(II), кислородного режима, скорости и длительности протока на удаление металлов из воды приведены в табл. 2, 3. В ходе экспериментов длительностью 45 сут было показано, что прохождение воды через песчаный фильтр со скоростью 1.3–3.0 мл/см³ в сутки (что соответствовало нагрузке 130–310 мл/ч на объем колонки) сопровождалось практически полным осаждением металлов и снижением их содержания до величин ПДК или ниже на выходе из биореактора после прохождения песчаных фильтров. Увеличение концентрации железа и марганца от 1 до 2–3 мг/л в воде резервуара не приводило к повышению их содержания в воде на выходе из колонки. Однако даже кратковременные остановки протока (2 или 11 ч) сопровождалась быстрым переходом металлов в раствор из осажденных на песчаном филь-

тре оксидов, что приводило к резкому повышению их концентрации в воде на выходе из биореактора. Последнее четко коррелировало со снижением концентрации растворенного кислорода в воде и созданием микроаэробных и, вероятно, анаэробных условий в толще песчаного фильтра. Об этом свидетельствуют приводимые результаты учета численности групп анаэробных бактерий в песчаном фильтре и в воде на выходе из биореактора (табл. 4). Последующее возрастание скорости удаления металлов из воды вновь до норм ПДК при увеличении скорости протока воды вдвое было обусловлено оптимизацией кислородного режима и, как следствие, активизацией окислительных бактериальных процессов в песчаном фильтре (табл. 2, 3). Особого внимания заслуживают приведенные результаты по влиянию кислородного режима на поведение металлов в биореакторе.

При работе биореактора в переменном режиме с периодической остановкой протока воды на 1–2 сут и даже на несколько часов снижение кислорода в проточной воде на выходе из колонки (табл. 2, 3) быстро приводило к активизации и увеличению численности различных групп железо- и марганецредуцирующих бактерий, включая сульфатредуцирующих, что сопровождалось резким переходом нерастворимых оксидов железа и марганца в раствор, повышением их концентраций, и к вторичному загрязнению воды двухвалентными растворимыми соединениями металлов. Численность анаэробных железо- и марганцевосстанавливающих бактерий различных физиологических групп, участвующих в процессах восстановления нерастворимых соединений металлов (и переводом их в растворенные формы), за кратковременные сроки прекращения протока воды возрастала на 3 порядка, составляя в среднем 10^5 клеток в 1 г песка и до 10^4 – в воде на выходе из биореактора (табл. 4).

Результаты представленных выше экспериментов по влиянию временных остановок подачи воды на песчаные фильтры биореактора свидетельствуют о важности строгого соблюдения кислородного режима функционирования крупномасштабных песчаных фильтров очистных сооружений городского водоснабжения.

Удаление из воды других тяжелых металлов. Известно, что для очистки промышленных стоков от катионов тяжелых металлов (никеля, кобальта, меди) в качестве сорбентов в ряде производств используют железистые шлаки [4], гранулированные сорбенты, в том числе шлакосиликаты [5]. С учетом сведений о сорбционных свойствах коллоидных соединений оксидов железа и марганца, а также капсул и чехлов клеток железобактерий [6, 7, 11] представлялось целесообразным исследовать возможность и масштабы сорбцион-

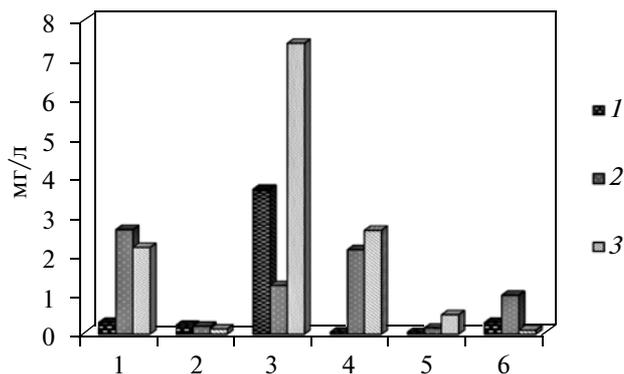


Рис. 2. Влияние скорости протока воды в биореакторе на содержание растворенных соединений Fe, Mn, Zn в растворе. Режимы протока воды: 1 – на входе в биореактор; 2 – на выходе через 7 сут; 3–5 – после двухсуточной остановки протока: 3 – через 1 ч, 4, 5 – через 2 и 24 ч протока воды соответственно; 6 – ПДК. 1 – Fe; 2 – Zn; 3 – Mn.

ных процессов на песчаном биофильтре биореактора. Для оценки роли микроорганизмов в удалении тяжелых металлов, помимо Fe и Mn, проведены исследования, результаты которых представлены в табл. 5 и на рис. 2, 3. В резервуар, из которого проступала вода на песчаный фильтр, наряду с железом и марганцем одновременно вносили соединения хрома, ванадия, никеля, кадмия, свинца, алюминия и цинка в виде растворов солей в концентрациях, указанных в табл. 5. Использованы растворы следующих солей тяжелых металлов: $\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{C}_{14}\text{H}_{24}\text{N}_{10}\text{NiS}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$, $\text{Cd}(\text{CH}_3\text{COO}) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ и $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Как показали результаты анализов, полученных с использованием методов атомно-абсорбционного спектроскопического и микрозондового рентгеноспектрального анализа, на песчаном фильтре происходило осаждение из воды наряду с железом и марганцем также и растворимых соединений других тяжелых металлов. Через 7 сут работы биореактора на выходе содержание большинства растворимых соединений металлов существенно снижалось до норм ПДК или ниже (табл. 5). Методом микрозондового рентгеноспектрального анализа показано, что накопление этих элементов происходило, по-видимому, за счет сорбционных процессов на поверхности и вокруг бактериальных клеток железобактерий в чехлах, капсулах и в свежесоздаваемых оксидах железа и марганца. Сопоставление полученных методом микрозондового рентгеноспектрального анализа спектров металлов, снятых с различных клеток и бактериальных микроколоний, на которых происходило осаждение металлов, показало, что качественный и количественный состав накопленных тяжелых металлов может значительно варьировать. На рис. 3а, 3б в

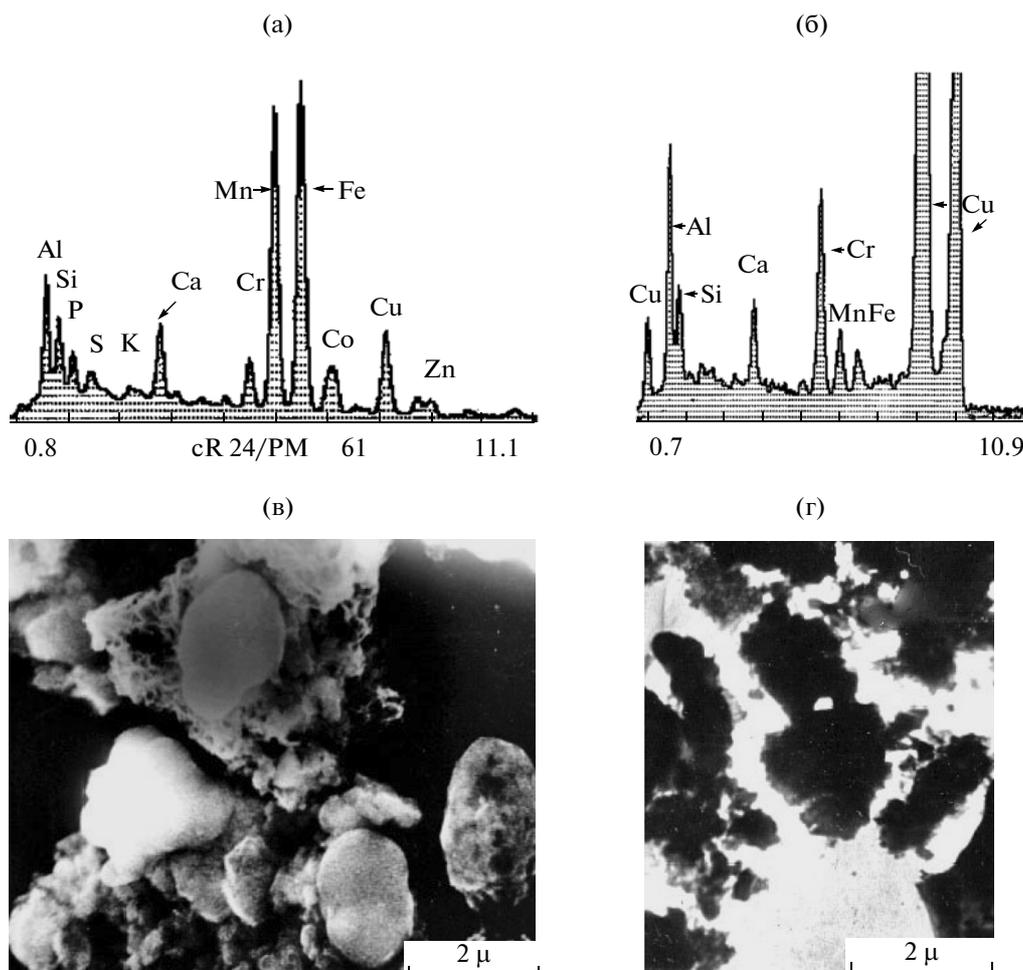


Рис. 3. Накопление тяжелых металлов на поверхности бактериальных клеток. а, б — спектры содержания тяжелых металлов на бактериальных клетках, микрозондовый рентгеновский анализ; в, г — электронные микрофотографии бактериальных клеток, покрытых оксидами металлов, с которых сняты спектрограммы. Бактериальные препараты из песчаных обрастаний биореактора в опыте по осаждению тяжелых металлов — без контрастирования клеток (электронный микроскоп; шкала 1 мкм).

качестве примера приведены спектрограммы, полученные с различных бактериальных клеток из обрастаний песчаного фильтра в конце эксперимента.

Остановка протока на 2 сут, как и в опытах по осаждению железа и марганца, способствовала снижению концентрации кислорода в водной фазе (не показано) и активизации анаэробных восстановительных процессов в песчаном фильтре. Это приводило к переходу в раствор не только ионов железа и марганца, но и других тяжелых металлов (табл. 5, рис. 2). При возобновлении работы протока уже через сутки в воде на выходе из установки концентрация всех элементов вновь существенно снижалась, в некоторых случаях — до величин ПДК (Fe, Cr, Co, Cu, Pb). Но стабильное снижение концентраций тяжелых металлов на выходе из биореактора, по-видимому, может быть достигнуто не ранее, чем через 4 сут работы

протока, после стабилизации кислородного режима, как это показано для Mn и Fe (табл. 1–3).

ВЫВОДЫ

Полученные в ходе экспериментов результаты свидетельствуют о том, что при лабораторном моделировании очистки питьевой воды от тяжелых металлов песчаные биофильтры при правильном режиме их эксплуатации способны интенсивно удалять растворимые соединения железа, марганца и других тяжелых металлов из воды за счет микробиологических окислительных и сорбционных процессов. На основании полученных результатов можно заключить, что наибольшего внимания при совершенствовании работы существующих и разрабатываемых способов водочистки городского питьевого водоснабжения заслуживают оптимизация кислородного режима

работы биофильтров и строгий контроль за его соблюдением с целью обеспечения высокой активности бактериальных окислительных процессов, прежде всего – циклов железа и марганца.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Горленко В.М., Дубинина Г.А., Кузнецов С.И. Экология водных микроорганизмов. М.: Наука, 1977. 288 с.
2. Дрожжин О.С., Грабович М.Ю., Епринцев А.Т. Окислительная активность железобактерий в грунтовой воде и на песчаных фильтрах // Вестн. Воронеж. гос. ун-та. Сер. Химия, Биология. 2000. № 6. С. 111–113.
3. Дубинина Г.А., Грабович М.Ю., Чурикова В.В. и др. Исследование микробиологической трансформации Mn и Fe в поверхностных и грунтовых водах водозаборных зон // Вод. ресурсы. 1999. Т. 26. № 4. С. 484–491.
4. Зосин А.П., Гуревич Б.Н., Милованова И.Б. О сорбционных свойствах шлакосиликата // Химия силикатных материалов. Л.: Наука, 1971. С. 100–105.
5. Зосин А.П., Примак Т.Н. Очистка промышленных стоков от катионов никеля, кобальта, меди сорбентом на основе магнезиально-железистых шлаков цветной металлургии // Химия и технология неорганических сорбентов. Сб. науч. тр. Пермского политехн. ин-та. Пермь, 1980. С. 92–97.
6. Корневский А.А., Каравайко Г.И. Сорбция молибдена биомассой микроорганизмов // Микробиология. 1993. Т. 62. № 4. С. 709–717.
7. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 288 с.
8. Менга М.Н. Железобактерии подземных вод в процессах обезжелезивания // Вестн. Брянского гос. техн. ун-та. Сер. Водохозяйственное строительство и теплоэнергетика. 2006. № 2. С. 49–53.
9. Рабинович В.А., Шерман Э.Э. Модификация метода Винклера для определения растворенного кислорода в малых объемах // Роль микроорганизмов в образовании Fe-Mn озерных руд / Под ред. Перфильева Б.В., Габе Д.Р. М.: Наука, 1964. С. 79–87.
10. Резников А.А., Муликовская Е.П., Соколов И.Ю. Методы анализа природных вод. М.: Госгеолтехиздат, 1970. 488 с.
11. Саванина Я.В., Лебедева А.Ф., Гусев М.В. Способность цианобактерий и микроводорослей к накоплению тяжелых металлов и возможность их использования для очистки водной среды // Вестн. МГУ. Сер. 16, Биология. 1999. № 3. С. 3–12.
12. Седлуха С.П., Софинская О.С. Биологические методы очистки подземных вод от железа // Вода и экология: проблемы и решения. 2001. № 1. С. 13–21.
13. Трахтенберг Н.М., Колесников В.С., Луковенко В.П. Тяжелые металлы во внешней среде. Минск: Навука і тэхніка, 1994. 288 с.
14. Bromfield S.M. Reduction of ferric compounds by soil bacteria // J.Gen.Microbiol. 1954. V. 11. P. 1–6.
15. Emerson D. Microbial oxidation of Fe(II) and Mn(II) at circumneutral pH // Environmental metal-microbe interactions / Ed. Lovley D.R. Washington: ASM Press, 2000. P. 31–52.
16. Morgan J.J., Stumm W. Analytical chemistry of aqueous manganese // Aquatic Water Work Association. 1965. V. 57. № 1. P. 107–119.
17. Myers C.R., Nealson K.H. Bacterial Mn reduction and growth with MnO₂ as the sole electron acceptor // Science. 1988. V. 240. № 4857. P. 1319–1325.
18. Tyler P.A., Marshall K.C. Pleomorphy in stalked, budding bacteria // J. Bacteriol. 1967. V. 93. P. 1132–1136.
19. Widdel E. Anaerobe Abbau von Fettsäuren und Benzoesäure durch neu isolierte Arten sulfat-reduzierender Bakterien. Göttingen: D.Diss, 1980. 443 s.