

2. Торопова В. Ф., Поляков Ю. Н., Медведева Л. Н., Шиндина Л. Н. Определение малых количеств селена после концентрирования его на ртутном микроэлектроде с использованием химической реакции // ЖАХ. 1972. Т. 27. № 10. С. 2041–2045.
3. Трубачев А. В., Трубачева Л. В., Шумилова М. А., Шишкина Л. М. Одновременное вольтамперометрическое определение селена и теллура в кислых неорганических электролитах // ЖАХ. 1991. Т. 46. № 11. С. 2236–2240.
4. Крапивкина Т. А., Каламбет Г. А., Ройзенблат Е. М., Носачева В. В. Особенности инверсионно-вольтамперометрического определения селена на твердых электродах // ЖАХ. 1977. Т. 32. № 2. С. 293–297.
5. Каплин А. А., Портнягина Э. О. Электрохимическое концентрирование и определение микроколичеств селена в слоях пленок GaAs·Se методом инверсионной вольтамперометрии // ЖАХ. 1981. Т. 36. № 10. С. 1965–1970.
6. Горностаева Т. Д., Пронинин В. А. Определение селена в аффинированном серебре методом инверсионной вольтамперометрии // ЖАХ. 1981. Т. 36. № 2. С. 295–299.
7. Лунев М. И., Каменев А. И., Агасян П. К. К определению селена (IV) на графитовых электродах вольтамперометрическими методами // ЖАХ. 1976. Т. 31. № 8. С. 1476–1481.
8. Портнягина Э. О., Стромберг А. Г., Каплин А. А. Электрохимическое концентрирование селена в условиях метода инверсионной вольтамперометрии // ЖАХ. 1984. Т. 39. № 3. С. 493–497.
9. Кварацхелия Р. К., Кварацхелия Е. Р. Вольтамперометрия селенистой кислоты в водной и водно-органических средах // Электрохимия. 1996. Т. 32. № 9. С. 1131–1135.

Нина Васильевна ВОРОНЦОВА –
доцент кафедры неорганической и
физической химии химического факультета,
кандидат химических наук

Татьяна Григорьевна ШИБЛЕВА –
доцент кафедры неорганической и
физической химии химического факультета,
кандидат химических наук

УДК 628.16

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ КОМПЛЕКСА ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ МЕТОДОВ ОЧИСТКИ ВОДЫ ИЗ РЕКИ ТУРЫ

АННОТАЦИЯ. Исследованы окислительно-сорбционные способы очистки природной воды. Предложена оптимальная схема очистки, позволяющая снизить содержание в воде опасных для здоровья человека примесей до допустимых стандартами значений.

Oxidizing-sorption ways of clearing of natural water are investigated. The optimum circuit of the clearing is offered, that allows lowering the amount of impurity dangerous to health to the values defined by standards.

Природные поверхностные воды, в том числе вода из р. Туры, являющейся одним из основных источников водоснабжения г. Тюмени, содержат большое количество примесей, многие из которых опасны для здоровья человека. К числу таких примесей, попадающих в речную воду в результате бытовых и производственных сбросов, относятся тяжелые металлы (Pb, Cd, Fe, Mn, Cu и др.), нефтепродукты, фенолы, хлорорганические соединения, синтетические поверхностно-активные вещества и т. п.

Длительное использование населением недостаточно очищенной воды ведет к развитию различных заболеваний, а также к изменению отдельных показателей здоровья, свидетельствующих о начальных патологических или предпатологических сдвигах в организме. Поэтому очень важно в ходе водоподготовки достичь такой степени очистки, чтобы потребляемая вода содержала примеси в количествах, меньших предельно-допустимых концентраций (ПДК). Данные исследования посвящены отработке наиболее оптимального режима очистки воды из р. Туры.

Содержание примесей в этой воде зависит от сезона и может изменяться в достаточно широких пределах. Многолетние наблюдения показывают, что практически по всем контролируемым нами показателям наблюдается постоянное превышение ПДК (кроме жесткости и щелочности).

Настоящее исследование проводили с водой, отбор которой осуществлен в феврале 2002 г. (см. табл. 1).

Таблица 1

Показатели содержания примесей в воде р. Туры

	Перманганатная окисляемость, мг О/л	Жесткость, мг-экв./л	Щелочность, мг-экв./л	Нефтепродукты, мг/л	Фенолы, мг/л	C _{Fe общ.} , мг/л	C _{Al} , мг/л	C _{Pb} , мг/л	C _{Cd} , мг/л
Речная вода	16,60	5,00	3,00	0,97	12,30	0,51	0,22	0,11	0,004
ПДК	5,00	7,00	7,00	0,10	1,00	0,30	0,50	0,03	0,001

Как показывает таблица, эта вода не отвечает нормам ГОСТа «Вода питьевая»: перманганатная окисляемость, величина которой зависит от количества окисляемых, в первую очередь, органических примесей, превышает ПДК в 3 раза, содержание нефтепродуктов – в 10 раз, фенолов – в 12 раз, содержание тяжелых металлов (кроме меди) – в среднем в 2–4 раза. Поскольку в качестве коагулянта при очистке воды на тюменских водозаборах используется сульфат алюминия, необходимо контролировать и количество алюминия, хотя в исходной воде его концентрация обычно не превышает ПДК.

Коагуляционная очистка сульфатом алюминия, являющаяся в настоящее время основной стадией очистки туринской воды, заключается в гидролизе соли Al₂(SO₄)₃ с последующей коагуляцией продуктов гидролиза. Осаждающиеся коагуляты захватывают примеси, очищая и осветляя при этом воду.

Ранее [1], на более узком количестве показателей качества воды, мы установили, что этот способ очистки не является достаточно эффективным. Полученные в данных исследованиях результаты (см. табл. 2) подтвердили, что и по другим показателям (нефтепродукты, фенолы, тяжелые металлы) таким способом не удастся достичь высокой степени очистки.

Таблица 2

Результаты коагуляционной очистки воды Al₂(SO₄)₃

	Перманганатная окисляемость, мг О/л	Жесткость, мг-экв./л	Щелочность, мг-экв./л	Нефтепродукты, мг/л	Фенолы, мг/л	C _{Fe общ.} , мг/л	C _{Al} , мг/л	C _{Pb} , мг/л	C _{Cd} , мг/л
Речная вода	16,60	5,00	3,00	0,97	12,30	0,51	0,22	0,11	0,004
+ коагулянт Al ₂ (SO ₄) ₃	14,40	3,50	2,10	0,68	8,40	0,19	0,59	0,09	0,003
ПДК	5,00	7,00	7,00	0,10	1,00	0,30	0,50	0,03	0,001

Необходимо отметить, что введение $Al_2(SO_4)_3$ в качестве коагулянта приводит к увеличению содержания алюминия в воде после очистки, избыток которого оказывает неблагоприятное воздействие на организм человека.

Из сказанного выше ясно, что метод коагуляционной очистки нуждается в совершенствовании и требует введения в схему водоподготовки дополнительных стадий, которые должны не только приводить к устранению имеющихся в воде примесей, но и не загрязнять дополнительно очищаемую воду. Исходя из этого, мы выбрали два метода, которые можно включить в систему водоподготовки: озонирование воды и адсорбционную очистку. Оба эти метода рекомендуется применять для очистки природных и сточных вод [2, 3].

В нашей работе озонирование проводили на лабораторной озонаторной установке в течение 12 минут в двух температурных режимах: $25^\circ C$ и $2-3^\circ C$.

Как видно из таблицы 3, при этом снижается показатель перманганатной окисляемости, а также уменьшается содержание в воде нефтепродуктов и фенолов. В низкотемпературном режиме обработки это снижение более значительно, поскольку растворимость озона в воде более повышена при низкой температуре. Уменьшение количества органических веществ объясняется тем, что в ходе озонирования происходит их окисление – органические молекулы разрушаются до более простых соединений, вплоть до CO_2 и H_2O .

Металлы в природной воде обычно находятся в виде металлоорганических комплексов, поскольку любая поверхностная вода, в том числе и из р. Туры, содержит большие количества фульво- и гуминовых кислот, способных к комплексообразованию. При воздействии озона такие комплексы могут разрушаться, вследствие чего возрастает определяемая концентрация металлов, в частности, Pb и Cd (табл. 3). Железо и алюминий, по-видимому, переходят в труднорастворимые соединения (гидроксиды и оксиды), которые седиментируют. В результате остаточная концентрация этих веществ в воде после озонирования значительно уменьшается.

Если предварительно обработанную озонном воду подвергнуть коагуляционной очистке, то качество ее значительно улучшается (табл. 3). Содержание органических примесей удается снизить до ПДК, полностью устранить железо; повышается концентрация алюминия, что объясняется вторичным загрязнением за счет введения коагулянта. По-прежнему достаточно высоким остается концентрация кадмия и свинца – значительно выше ПДК.

Если озонирование провести в два этапа (ввести так называемую стадию постозонирования длительностью в 5 минут), то можно добиться более высокой степени очистки (табл. 3). Концентрации всех видов определяемых примесей после этой стадии отвечают предельно допустимым.

Таблица 3

Результаты озono-коагуляционной очистки воды

	Перманганатная окисляемость, мг О/л	Нефтепродукты, мг/л	Фенолы, мг/л	$C_{Fe\text{ общ.}}$, мг/л	C_{Al} , мг/л	C_{Pb} , мг/л	C_{Cd} , мг/л
Речная вода	16,60	0,97	12,30	0,51	0,22	0,11	0,004
Озонирование при $t = 25^\circ C$	11,50	0,80	6,23	0,38	0,17	0,19	0,006
Озонирование при $t = 2-3^\circ C$	9,10	0,56	1,95	0,25	0,13	0,35	0,007
Озонирование ($2-3^\circ C$) + коагуляция	5,00	0,08	0,34	0,00	0,56	0,09	0,005
Озонирование + коагуляция + озонирование	3,84	0,06	следы	0,00	0,39	0,03	0,001
ПДК	5,00	0,10	1,00	0,30	0,50	0,03	0,001

Таким образом, включение в технологическую схему водоочистки стадии предозонирования для облегчения последующей коагуляционной очистки и постозонирования позволяет наиболее полно очистить воду от органических и неорганических примесей. Кроме того, озон, обладающий повышенным бактерицидным действием, обеспечивает надежное обеззараживание воды.

Судя по нашим данным, наиболее сложно очистить воду от примесей тяжелых металлов. Из литературы известно, что для очистки от многих металлов (Pb, Cu, Fe и т. п.) достаточно эффективными являются адсорбционные методы [4], и арсенал предлагаемых сорбентов достаточно велик.

Для очистки воды от металлов нами использовались катионит марки КУ-2, анионит АВ-17 и гуминоалюминиевый сорбент (ГАКС), синтез которого осуществляют на основе торфа и силикатного стекла на химическом факультете Тюменского государственного университета. Все адсорбенты достаточно хорошо очищают воду от железа, алюминия и марганца (см. табл. 4), причем катионит и анионит работают почти одинаково, а от марганца анионит очищает воду даже более эффективно, чем катионит. Это можно объяснить тем, что в исследуемой воде присутствуют не только катионные, но и анионные формы марганца [5], хотя не исключено, что в данном случае анионит действует не по ионообменному механизму, а как обычный адсорбент.

Таблица 4

Влияние природы адсорбента на очистку воды от разного рода примесей

	Жесткость, мг-экв./л	Щелочность, мг-экв./л	Перманганатная окисляемость, мг О/л	$C_{Fe\text{ общ.}}$, мг/л	$C_{Al\text{ ост.}}$, мг/л	C_{Mn} , мг/л	C_{Cu} , мг/л	C_{Pb} , мг/л	C_{Cd} , мг/л
Исходная вода	5,0	3,0	16,6	0,51	0,22	0,41	0,43	0,11	0,004
+ ГАКС	2,0	2,5	22,7	0,21	0,06	0,14	0,59	0,24	0,008
+ КУ-2	2,5	0,8	18,2	0,21	0,06	0,16	0,13	0,09	0,006
+ АВ-17	1,5	3,5	21,4	0,27	0,08	0,09	0,21	0,08	0,004
ПДК	7,0	7,0	5,0	0,30	0,50	0,10	1,00	0,03	0,001

В отношении других металлов (Cu, Pb, Cd) исследованные адсорбенты неактивны, а при использовании ГАКСа даже была замечена десорбция этих металлов с образцов адсорбента в воду, что вполне логично, т. к. синтезируется этот сорбент на основе торфа. Низкую адсорбционную способность (в особенности, Pb и Cd) можно объяснить тем, что в природной воде они находятся в виде не простых, а комплексных ионов, адсорбция которых затруднена. Этот факт имел место при адсорбции металлов на коагулянте при коагуляционном способе очистки. Если металлокомплексы разрушить озоновой обработкой, то адсорбционная очистка воды от меди, свинца и кадмия идет более эффективно (см. табл. 5).

Обобщая все полученные результаты, можно сделать вывод о том, что только комплексом физико-химических методов можно эффективно очистить воду из р. Туры от содержащихся в ней примесей. Наиболее оптимальной, на наш взгляд, является следующая технологическая цепочка:

озонирование (5 мин.) → коагуляция → адсорбция → озонирование (5 мин.).

Таблица 5

Влияние озонной обработки на адсорбционную способность металлов из природной воды

	C_{Cu} , мг/л		C_{Pb} , мг/л		C_{Cd} , мг/л	
	до озонирования	после озонирования	до озонирования	после озонирования	до озонирования	после озонирования
+ ГАКС	0,59	0,03	0,24	0,04	0,004	0,002
+ КУ-2	0,13	0,03	0,09	0,07	0,006	0
+ АВ-17	0,21	0,01	0,08	0,06	0,004	0,004

Таким образом, концентрации всех основных примесей удастся снизить до допустимых пределов, безопасных для здоровья человека.

ЛИТЕРАТУРА

1. Воронцова Н. В., Шиблева Т. Г., Кузнецова Е. В. Озонирование как один из этапов очистки воды из реки Туры // Вестник ТГУ. 2000. № 3. С. 100–105.
2. Клименко Н. А., Когановский А. М. Развитие исследований в области адсорбции и адсорбционной техники // Химия и технология воды. 1998. Т. 20. № 1. С. 30–36.
3. Гончарук В. В., Вакуленко В. Ф., Горчев В. Ф., Захалыко Г. А. Развитие исследований в области окислительных и каталитических методов очистки воды // Химия и технология воды. 1998. Т. 20. № 1. С. 113–115.
4. Тарасевич Ю. И. Физико-химические основы и технологии применения природных и модифицированных сорбентов в процессе очистки воды // Химия и технология воды. 1998. Т. 20. № 1. С. 42–49.
5. Гороновский И. Т., Шабловская Г. К., Забарилло А. Б. и др. Формы марганца в поверхностных водах и методы их удаления // Химия и технология воды. 1988. Т. 10. № 1. С. 358–360.

Виктория Григорьевна КАТАНАЕВА –
доцент кафедры органической
и экологической химии химического факультета,
кандидат химических наук
Мария Александровна ГАЗИЗОВА –
студентка 5 курса химического факультета
Анна Андреевна МАШОШИНА –
студентка 5 курса химического факультета
Наталья Сергеевна ЛАРИНА –
ведущий доцент кафедры органической
и экологической химии химического факультета,
кандидат химических наук

УДК 556.555.6

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ОЗЕРА КУЧАК

АННОТАЦИЯ. В работе представлены данные о содержании различных форм тяжелых металлов в донных отложениях оз. Кучак, определены соотношения этих форм, фракционный состав осадков. Изучено влияние различных факторов (тип донных отложений, размеры частиц, содержание органического вещества, окислитель-