



МАТЕРИАЛЫ

**VII МЕЖДУНАРОДНОЙ НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ
«ТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ ВОДЫ»**



**Санкт-Петербург
2012**

УДК 628.1/.3
ББК 38.761.1
Т 38

Редакционная коллегия:

С.Н. Линевич, д-р техн. наук, профессор ЮРГТУ (НПИ), заслуженный деятель науки и техники РФ, ответственный редактор;
С.В. Гетманцев, канд. техн. наук, ген. директор ГК «АУРАТ»;
Л.Н. Фесенко, д-р техн. наук, профессор ЮРГТУ (НПИ);
В.Н. Швецов, д-р техн. наук, профессор, гл. редактор журнала ВСТ;
М.Г. Новиков, д-р техн. наук, Ленводоканалпроект;
Н.В. Енгибарьянц, ведущий инженер, ответственный секретарь, ЮРГТУ (НПИ)

Т 38 **Технологии очистки воды «ТЕХНОВОД-2012»:** материалы VII Межднар. науч.-практ. конф.; г. Санкт-Петербург, 18 – 21 апр. 2012 г. / Юж.-Рос. гос. техн. ун-т. (НПИ). – Новочеркасск: Лик, 2012. – 203 с. ISBN 978-5-9947-0290-1

В настоящем сборнике помещены материалы докладов VII Международной научно-практической конференции «Технологии очистки воды» – ТЕХНОВОД–2012.

Опубликованные в сборнике материалы размещены в четырех разделах. Название каждого раздела сформулировано в соответствии с сущностью и названием входящих в него статей.

Все опубликованные в сборнике материалы посвящены оптимизации существующих и разработке новых высокоэффективных, инновационных методов, технологий и установок по очистке и обеззараживанию природных и сточных вод.

Наибольшее количество поступивших на конференцию «ТЕХНОВОД–2012» докладов и соответственно опубликованных материалов вошли в разделы: «Повышение технологической и экологической эффективности технологий очистки хозяйственных и производственных сточных вод» и «Повышение технологической и эколого-экономической эффективности технологий по очистке и обеззараживанию природных вод».

Сборник представляет интерес для научных работников, производителей, аспирантов и магистров, работающих в области: производства химреактивов, водопроводно-канализационного оборудования; эксплуатации водопроводных и канализационных очистных станций, проектирования водопроводных и канализационных систем.

В процессе редактирования сборника все основные положения авторов публикаций оставлены в авторском изложении, хотя некоторые из них могут явиться причиной дискуссии.

УДК 628.1/.3
ББК 38.761.1

ISBN 978-5-9947-0290-1

© Южно-Российский государственный
технический университет (НПИ), 2012
© Авторы, 2012

СОДЕРЖАНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ	6
I. КОАГУЛЯНТЫ, ФЛОКУЛЯНТЫ. ОПТИМИЗАЦИЯ КОАГУЛЯЦИОННОЙ, ФЛОКУЛЯЦИОННОЙ, ФЛОТОФЛОКУЛЯЦИОННОЙ ОБРАБОТКИ ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД	9
<i>С.В. Гетманцев, С.Н. Линевич.</i> Разработка, теоретическое обоснование и экспериментальные исследования нового композиционного коагулянта на базе $Al_2(SO_4)_3$ и «АКВА-АУРАТ™30»	9
<i>Л.П. Алексеева, Л.В. Курова.</i> Особенности применения органических катионных флокулянтов при очистке воды поверхностных водоемисточников	16
<i>С.В. Гетманцев, Л.В. Гандурина, А.В. Сычев.</i> Сравнение эффективности алюмосодержащих коагулянтов при очистке мутных речных вод.	27
<i>Л.В. Гандурина, Е.Н. Андрияш, В.М. Ловлин.</i> Эффективность флотофлокуляционной очистки производственно-дождевых нефтесодержащих сточных вод	32
<i>А.А. Рученин, С.Ф. Осипов.</i> Сравнение эффективности очистки воды с помощью новых реагентов в цехе ОСиВК (водозабор) на ОАО «Казаньоргсинтез»	38
<i>Л.Н. Фесенко, О.И. Драй.</i> Снижение фоновой концентрации бромидов в воде методом коагуляции с предварительным хлорированием.....	51
II. ПОВЫШЕНИЕ ТЕХНОЛОГИЧЕСКОЙ И ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ ТЕХНОЛОГИЙ ПО ОЧИСТКЕ И ОБЕЗЗАРАЖИВАНИЮ ПРИРОДНЫХ ВОД	55
<i>С.Н. Линевич, С.А. Бреус, С.С. Богданов.</i> Выбор эффективного фильтрующего материала для скорых водопроводных фильтров.....	55
<i>М.Г. Журба, Ж.М. Говорова, Л.В. Гандурина, О.Б. Говоров, М.В. Елюков.</i> Интенсификация процессов очистки маломутных цветных вод в осветлителях со взвешенным осадком	61
<i>Л.Н. Фесенко, Р.В. Федотов, С.И. Игнатенко.</i> Исследование влияния состава воды на кремнеемкость модифицированной активированной окиси алюминия.....	72
<i>А.В. Селюков, П.А. Рафф.</i> Обескремнивание подземных вод на сооружениях обезжелезивания-деманганизации.....	79
<i>Ю.А. Рильцева, Д.А. Бутко, Г.В. Поповьян, В.А. Лысов.</i> Исследование водоотдающих свойств осадков маломутных и малоцветных вод поверхностных водоемисточников	84

В.В. Солнцев, А.Я. Шафит, А.В. Ромашкин, В.И. Шувалов, И.Ю. Тарханова. Применение озонаторного оборудования при очистке природных вод Крайнего Севера.....	89
А.Л. Фесенко, И.В. Пчельников, С.И. Игнатенко. Области применения гипохлорита натрия, получаемого электролизом морской соли.....	93
В.Ф. Фомина, В.П. Фомин. Эффективность очистки маломутной цветной воды на ВОС г. Сыктывкара.....	98
К.А. Болдырев, В.В. Кузьмин, Н.П. Куранов, Ф. Билек. Геохимическое моделирование внутрипластового обезжелезивания и деманганации природных вод.....	108
III. ПОВЫШЕНИЕ ТЕХНОЛОГИЧЕСКОЙ И ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ ТЕХНОЛОГИЙ ПО ОЧИСТКЕ ХОЗЫТОВЫХ И ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД	118
Л.Н. Фесенко, А.Ю. Черкесов, С.И. Игнатенко, В.П. Костюков. Исследование технологии очистки высококонцентрированных сероводородсодержащих сточных вод на пилотной установке.....	118
Е.В. Вильсон, Я.О. Сотник. Оптимизационная модель системы водоотведения.....	129
П.А. Ермаченко, В.П. Костюков. Искусственные нейронные сети в автоматической системе динамического управления биологическими очистными сооружениями.....	134
Н.С. Серпокровлов, Л.Г. Спиридонова, Н.А. Кулик. Особенности физико-химической очистки сточных вод бройлерного производства.....	142
И. Нижимбере, И.В. Новосельцева. Опытнo-промышленные исследования очистки сточных вод на биофилтpe с пластмассовой загрузкой.....	145
С.В. Посупонько, Н.С. Серпокровлов, С.А. Щербаков. Анализ режимов работы тонкослойных отстойников в производственных условиях.....	149
Л.Н. Синева. Особенности качественного состава сточных вод предприятий молочной промышленности и рекомендуемые способы их очистки.....	154
С.Е. Петренко. Анализ безубыточности в маркетинговой деятельности очистных сооружений сточных вод.....	159
В.Ю. Борисова, Ю.А. Попова, Е.В. Скибина, Н.С. Серпокровлов. Окислительно-восстановительные процессы при очистке сточных вод в аэротенках.....	163

Д.В. Попов. Использование ершовой загрузки в качестве фильтра на станциях очистки поверхностного стока.....	166
--	-----

IV. РАЗРАБОТКА НОВЫХ И МОДЕРНИЗАЦИЯ СУЩЕСТВУЮЩИХ ВЫСОКОЭФФЕКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ТЕХНОЛОГИЙ И УСТАНОВОК, ИСПОЛЬЗУЕМЫХ ДЛЯ ОЧИСТКИ И ОБЕЗЗАРАЖИВАНИЯ ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД.....	171
---	-----

Д.В. Кашарин, Тхай Тхи Ким Тьи. Мероприятия по защите территорий от затопления с применением мобильных сооружений.....	171
---	-----

О.И. Драй, А.Л. Фесенко, А.И. Вергунов. Производство гипохлорита натрия из хлоридных растворов различной природы.....	178
--	-----

Н.Н. Куля, Н.С. Серпокрылов, А.А. Бондарчук. Экспериментальное исследование водоструйного аэратора.....	182
--	-----

Л.Н. Фесенко, Е.Д. Хецуриани, А.Ю. Душенко, Р.С. Бечвая, А.В. Пельчер. Комплексная установка для улучшения качества воды....	187
---	-----

Н.И. Куликов, Е.Д. Хецуриани, Р.С. Бечвая, А.Ю. Душенко. Искусственное нерестилище в условиях ковшевого водозабора.....	190
--	-----

Е.Д. Хецуриани, А.Ю. Душенко, Р.С. Бечвая. Завеса из ершей для рыбозащиты.....	193
---	-----

Реклама.....	196
---------------------	-----

УДК 628.16.065.2 : 546.141

СНИЖЕНИЕ ФОНОВОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ БРОМИДОВ В ВОДЕ МЕТОДОМ КОАГУЛЯЦИИ С ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫМ ХЛОРИРОВАНИЕМ

Л.Н. Фесенко, О.И. Драй

Южно-Российский государственный технический университет (НПИ),
г. Новочеркасск, Россия

В работе представлены результаты экспериментальных исследований по снижению фоновых концентраций бромидов в донской воде с применением различных коагулянтов и предварительным хлорированием гипохлоритом натрия.

В последнее время ухудшение качества воды поверхностных источников коррелирует с определяемыми в воды централизованного водоснабжения летучими галогенорганическими соединениями (ЛГС). Основное внимание контролирующих организаций уделяется бромсодержащим ЛГС: дихлорбромметану – CHCl_2Br и хлордибромметану – CHClBr_2 (ПДК 0,03 мг/л), а также бромоформу – CHBr_3 (ПДК 0,1 мг/л) [1]. Но количество этих веществ в фильтрованной воде, полученной для централизованного водоснабжения (например, р. Дон) превышает ПДК в несколько раз [2]. Особенностью этих соединений является то, что в их состав входит бром.

Негативное значение бромидов состоит в том, что при хлорировании они окисляются до свободного брома, а бром быстрее, чем хлор, реагирует с органическими веществами [3], образуя бромсодержащие ЛГС. Наличие бромидов в воде даже на уровне ПДК, как указывается в работе [3], приводит к образованию бромсодержащих ЛГС в концентрациях, превышающих допустимые в несколько раз.

Бром является естественным компонентом донской воды. Он был обнаружен ещё в 60-х годах XX века. Источниками бромидов могут быть подземные воды, где бром достигает концентраций в несколько сотен мг/л [4]. В 1989 г. при выполнении научно-исследовательских работ лабораторией НИИ КВОВ их концентрация была определена на уровне 0,21 мг/л (ПДК 0,2 мг/л) [2]. По данным наших измерений содержание бромидов в воде от Цимлянского водохранилища до устьев Дона колеблется от 0,2 до 0,4 мг/л.

В статье приведены результаты предварительных исследований по удалению бромидов из донской воды.

В работе [5] показано, что высокие концентрации бромидов возможно удалить обработкой воды алюминиевым коагулянтом с предварительным окислением.

Концентрацию бромидов определяли по методике [6]. В

эксперименте использовали сырую донскую воду с фоновой концентрацией бромидов 0,35 мг/л. Исследования вели в стационарных условиях. В качестве окислителя применяли электролитический гипохлорит натрия (ГХН). Доза ГХН варьировала от 0 до 3,5 мг активного хлора на 1 л обрабатываемой воды в зависимости от хлорпоглощаемости; остаточная концентрация хлора составляла 1,5 мг/л. Мутность донской воды создавали путём добавления ила до значения 6,5 мг/л. Значения мутности определяли на фотоэлектрокалориметре ФКФ-2. Для коагуляции были выбраны следующие реагенты: «АКВА-АУРАТ™30» и «АКВА-АУРАТ™110», сульфат алюминия и «СКИФ™180». Коагулянты дозировались в очищаемую воду в виде 0,1 % растворов по оксиду алюминия. Дозы коагулянтов были приняты 2, 3, 4, 5, 7 мг/л по Al_2O_3 . Опыты вели при 20 – 23 °С и 5 – 6 °С.

На первых этапах исследований определяли эффективность снижения концентрации ионов брома по технологической схеме очистки воды на ВОС-1 г. Новочеркасска в точках отбора проб: исходная вода р. Дон, после отстойника и фильтров, и в резервуаре чистой воды. Выяснилось, что содержание бромидов в случае фоновой концентрации 0,35 мг/л снижается в ряду, мг/л: 0,35 → 0,23 → 0,14 → 0,14.

На первых этапах определяли роль окислителя и эффективную дозу коагулянта при удалении бромидов из воды. Выяснили, что без предварительного ввода ГХН при любых дозах коагулянта невозможно снижать концентрацию бромидов. Далее исследования вели с предварительной обработкой воды ГХН и дозой коагулянта от 2 до 5 мг/л.

Влияние природы и дозы коагулянта в зависимости от температуры воды представлены на рис. 1 и 2.

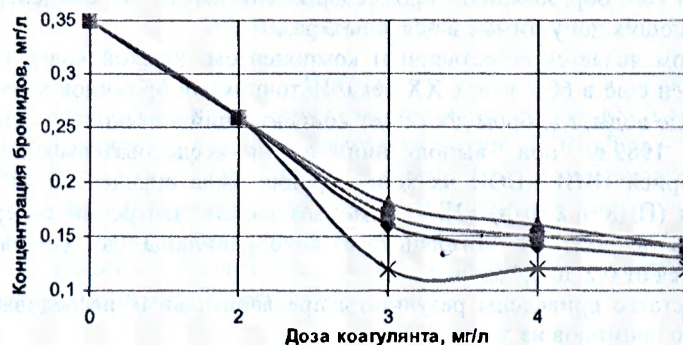


Рисунок 1. Снижение концентрации бромидов в зависимости от дозы коагулянта при температуре воды 22 °С для следующих реагентов:

♦ – $Al_2(SO_4)_3$, ■ – А-А™30, ▲ – А-А™110, × – СКИФ™180

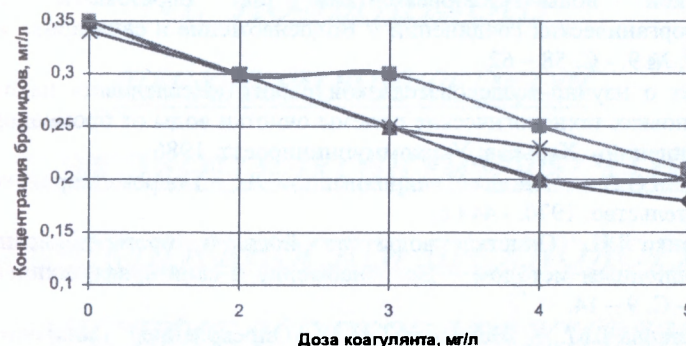


Рисунок 2. Снижение концентрации бромидов в зависимости от дозы коагулянта при температуре воды 5 °С для следующих реагентов:
♦ – $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, ■ – А-А™30, ▲ – А-А™110, × – СКИФ™180

Из рис. 1 и 2 следует, что при низких температурах наблюдается снижение эффективности удаления ионов брома из воды. При температуре воды 22 °С для дозы коагулянтов 2 мг/л снижение концентрации бромидов одинаково для всех типов выбранных коагулянтов. С увеличением дозировки коагулянтов видно, что наиболее эффективно использование СКИФ™180, который даёт уменьшение содержания бромидов до 0,12 мг/л уже при дозе 0,3 мг/л.

При низких температурах обрабатываемой воды наиболее эффективным коагулянтом является сульфат алюминия. При увеличении дозы $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ до 5 мг/л концентрация ионов брома снижается до 0,18 мг/л.

ВЫВОДЫ

Показано, что снижение концентрации бромидов в воде можно добиться коагуляцией с предварительной обработкой воды окислителем – гипохлоритом натрия. Эффективность работы коагулянтов увеличивается с повышением температуры обрабатываемой воды. Оптимальной дозой коагулянта является 3 – 5 мг/л, что обеспечивает снижение концентрации ионов брома в воде в 2,5 – 3 раза при температуре воды 20 – 23 °С.

ЛИТЕРАТУРА

1. СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. – М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2002. – 103 с.
2. Педашенко Д.Д., Божко Л.Н., Скрыбин А.Ю. и др. Влияние обработки

- донской воды хлорреагентами на образование летучих хлорорганических соединений // Водоснабжение и санитарная техника, 2009, № 9. - С. 58 – 62.
3. Отчёт о научно-исследовательской работе «Исследовать на опытных установках технологические приёмы очистки воды от бромсодержащих соединений». Харьков: Укркоммунниипроект, 1986.
 4. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеорологическое издательство, 1970. - 444 с.
 5. Фесенко Л.Н. Очистка воды от йода и брома окислительно-сорбционным методом // Водоснабжение и санитарная техника, 2004, № 9 - С. 9 – 14.
 6. Кочеткова Т.М., Новикова Т.М.. Определение микроколичеств бромидов в воде // Химия и технология воды, 1981, Т. 3, № 1.

периоды весеннего (начало марта и конец мая) показало увеличение цветности, мутности и щелочности в майской пробе воды почти в 2 раза по сравнению с июньской. Это косвенно подтверждает то, что на выбор и эффективность реагентов оказывает влияние в данных опытах ионный состав очищаемой воды, который может изменяться в паводковый период года и летнюю межень.

ВЫВОДЫ

1. По результатам испытаний, проведенных в марте 2011 г., было установлено: повышение эффективности применения сульфата алюминия для снижения мутности и цветности очищаемой воды р. Вологды, и одновременного уменьшения расхода коагулянта в начале паводкового периода возможно при снижении щелочности исходной воды примерно в 2 раза (с 5,3 до 2 – 1,5 мг-экв/л). «АКВА-АУРАТ™30» и «АКВА-АУРАТ™105» в этом случае являются более эффективными коагулянтами, чем сульфат алюминия по снижению мутности и цветности исходной воды. Наибольшей эффективностью обладают катионные флокулянты Праестол 650 и Праестол 852, обеспечивающие максимальное снижение мутности очищаемой воды при совместном применении с коагулянтами.

2. В отличие от применения «АКВА-АУРАТ™105», схема очистки с применением сульфата алюминия должна включать камеру хлопьеобразования для формирования хорошо оседающих хлопьев, несмотря на оборудование осветлителей со взвешенным осадком рециркуляторами осадка.

3. Подтверждено, что флокулянты способствуют формированию крупных хорошо осаждаемых хлопьев и снижению мутности очищаемой воды. Однако цветность воды при этом практически не меняется по сравнению с использованием одного коагулянта.

УДК 628.161.3

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ СОСТАВА ВОДЫ НА КРЕМНЕЕМКОСТЬ МОДИФИЦИРОВАННОЙ АКТИВИРОВАННОЙ ОКСИДИ АЛЮМИНИЯ

Л.Н. Фесенко, Р.В. Федотов

Южно-Российский государственный технический университет (НПИ),
г. Новочеркасск, Россия

С.И. Игнатенко

ООО НПП «ЭКОФЕС», г. Новочеркасск, Россия

Представлены данные экспериментальных исследований по удалению кремния из природных вод методом фильтрования через зернистый слой активированной окиси

алюминия, модифицированной раствором алюмината натрия. Показано, что наибольшая кремнеемкость модифицированной фильтрующей загрузки наблюдается при рН исходной воды в интервале 8,0 – 8,5.

В последние годы в ряде публикаций [1, 2] в порядке обсуждения вполне резонно поднимается вопрос о целесообразности приведения нормативов по содержанию кремния в питьевой воде к мировым стандартам (концентрация Si не нормируется), тем не менее, санитарные органы требуют соответствия качества подаваемой воды нормам СанПиН 2.1.4.1074-01, по которым кремний отнесен ко второму классу опасности по санитарно-токсикологическому лимитирующему признаку вредности, с предельным содержанием 10 мг/л. В связи с чем, вопросы обескремнивания природных вод остаются актуальными.

В природных водах соединения кремния находятся в растворенном, взвешенном и коллоидном состоянии, количественные соотношения между которыми определяются химическим составом воды, ее температурой, рН и другими факторами. Растворенные формы представлены главным образом молекулярной ортокремневой кислотой H_4SiO_4 ($\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), метакремниевой H_2SiO_3 ($\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$), двухкремниевой $\text{H}_2\text{Si}_2\text{O}_5$ ($2\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$) и другими кислотами с различным числом SiO_2 и H_2O , продуктами их диссоциации и ассоциации, а также кремнийорганическими соединениями. Полимерные и коллоидные формы кремнекислоты имеют переменный состав типа $m\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, где m и n – целые числа.

В водных растворах мономер кремниевой кислоты может присутствовать преимущественно в пяти формах: H_4SiO_4 , H_3SiO_4^- , $\text{H}_2\text{SiO}_4^{2-}$, HSiO_4^{3-} , SiO_4^{4-} . Соотношение форм кремниевой кислоты в воде определяется константами диссоциации каждой из ступеней. Согласно [3, 4], на рис. 1 представлена зависимость распределения форм растворенного кремния от рН среды, из которой следует, что для природных вод основная часть кремниевой кислоты находится в молекулярно-растворенной форме.

Обескремнивание воды для нужд хозяйственно-питьевого водоснабжения достигается следующими известными методами: осаждением известью; сорбцией гидроксидами железа, алюминия, оксидом или гидроксидом магния; фильтрованием через магнезиальный сорбент или через активный оксид алюминия и бокситы; ионным обменом; методом мембранного разделения.

Перечисленным выше методам свойственен ряд определенных недостатков, в том числе: при осаждении известью необходимо проводить удаление избытка гидроксида кальция и предварительный нагрев воды; применение солей железа или алюминия при коагуляции в свободном объеме требует значительных доз (до 400 мг/л) реагентов, что приводит к возрастанию общей минерализации декремнизированной воды, возможному проскоку ионов Al^{3+} и Fe^{3+} в питьевую воду и

сопутствующему образованию больших количеств влажных гидроксидных осадков, трудно поддающихся обезвреживанию.

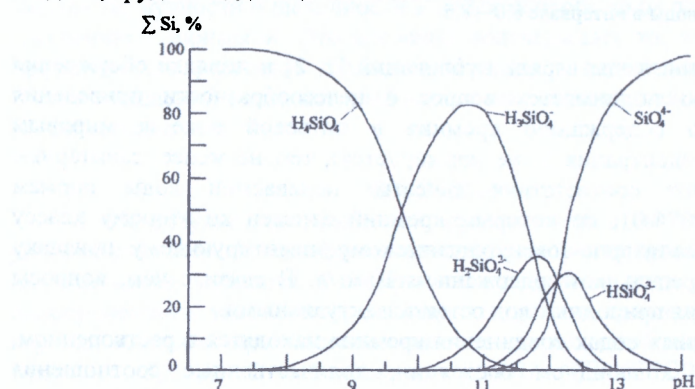


Рисунок 1. График соотношений форм кремниевой кислоты:
 H_4SiO_4 , $H_3SiO_4^-$, $H_2SiO_4^{2-}$, $HSiO_4^{3-}$ и SiO_4^{4-}
 в зависимости от pH среды

Магнезитовые реагенты отличаются дефицитностью, высокой стоимостью и требуют значительных энергозатрат на предварительный подогрев воды. Магнезиальные сорбенты (полуобожжённый доломит, а также специальный сорбент, получаемый обработкой измельченного каустического магнезита соляной кислотой) не регенерируются и подлежат полной замене по исчерпанию обменной емкости (один кубометр загрузки сорбирует не более 90 кг SiO_2). Электрохимический метод удаления кремния отличается повышенным расходом металла (растворение металлических анодов) и электроэнергией, малой производительностью, образованием большого объема вторичных отходов (шламов), а также быстрой пассивацией электрода. Мембранное разделение (обратный осмос) помимо высокой стоимости фильтрационных установок, приводит к существенному изменению исходного качества воды (в сторону глубокого обессоливания); необходимости предварительной обработки воды с целью предотвращения засорения модулей и обрастания мембран; к образованию концентрированных солевых стоков, требующих затрат на их переработку или ликвидацию.

Поскольку рассмотренные выше технологии удаления кремния в большей или меньшей степени не удовлетворительны применительно к очистке значительных объемов воды с высокими концентрациями кремния, нами была исследована возможность обескремнивания методом фильтрования воды через модифицированную загрузку. Данный метод является разновидностью реагентных технологий водоподготовки и характеризуется своими специфическими особенностями. Извлечение

микроэлементов на модифицированных сорбентах происходит за счет образования труднорастворимых комплексных соединений и закрепления их на сорбенте. Реагент-модификатор должен удовлетворять двум требованиям – сорбироваться на применяемых сорбентах и давать малодиссоциируемые соединения с извлекаемыми из воды загрязнениями [5].

В качестве загрузки обескремнивающего фильтра большой практический интерес представляет активированная окись алюминия (АОА), которая в ряде случаев применяется в схемах обесфторивания и десиликатизации воды [6]. По исчерпанию обменной емкости фильтр регенерируют 0,1 %-ым раствором щелочи NaOH, поглощательная емкость АОА при таких условиях составляет 10 – 12 кг SiO₂ на 1 м³ сорбента [7].

Предварительными исследованиями нами было установлено, что модификация АОА раствором алюмината натрия, позволяет увеличить сорбционную емкость загрузки в 1,5 – 2 раза по сравнению с обработкой ее растворами гидроксида натрия или оксихлорида алюминия.

Цель настоящих исследований заключалась в экспериментальном изучении влияния pH, температуры и химического состава обрабатываемой воды на кремнеемкость АОА, модифицированной раствором алюмината натрия.

В качестве объекта исследований использовали модельную воду в диапазоне pH 6,0 – 9,5, содержащую соединения кремниевой кислоты. Модельную воду готовили на смеси дистиллированной и водопроводной воды с добавлением основного стандартного раствора силиката натрия. Химические свойства раствора силикатов, приготовленного на дистиллированной воде, будут определяться только природой продуктов гидролиза кремниевых соединений. Водопроводная вода добавляет к показателям раствора кремниевый кислоты новые компоненты: гидрокарбонат-, сульфат- и хлорид-ионы, также увеличится и жесткость воды. Величину pH корректировали раствором соляной кислоты или щелочи. Концентрация кремния в полученной воде составляла 30,7 мг/л. Температуру воды изменяли в диапазоне от 10 до 55 °С.

Схема работы экспериментальной установки следующая: исходную модельную воду перистальтическим насосом подавали снизу вверх в фильтровальную колонку диаметром 32 мм, загруженную дробленным активным оксидом алюминия марки АОА-1 ГОСТ 8136-85, размером фракций 1 – 2 мм, с высотой слоя 60 см. Расход воды соответствовал скорости фильтрования 5 – 6 м/ч. Во время эксперимента в фильтрате определяли концентрацию кремния, величину pH, состав по основным катионам и анионам. По достижении концентрации кремния на выходе из фильтра равной 10 мг/дм³ (ПДК по СанПиН 2.1.4.1074-01) фильтроцикл останавливали. Модификацию (регенерацию) загрузки проводили пропусканием 3 %-ного раствора алюмината натрия через фильтрующий

слой со скоростью потока 2,5 – 3,0 м/ч. Взрыхление АОА перед регенерацией осуществляли подачей воды снизу вверх с интенсивностью промывки 3,5 – 5 л/(с·м²).

Влияние величины pH исходной воды на сорбционную емкость зернистой загрузки, модифицированной раствором алюмината натрия, при постоянной температуре обрабатываемой воды 20 °С и жесткости равной 7,5 мг-экв./л, показано в виде графика на рис. 2. Из графика следует, что изменение pH исходного раствора оказывает заметное влияние на сорбционную емкость загрузки, максимум которой наблюдается в интервале pH 8,0 – 8,5. Полученные данные могут быть объяснены природой растворимости и диссоциации кремниевых соединений: в области pH ≈ 8.

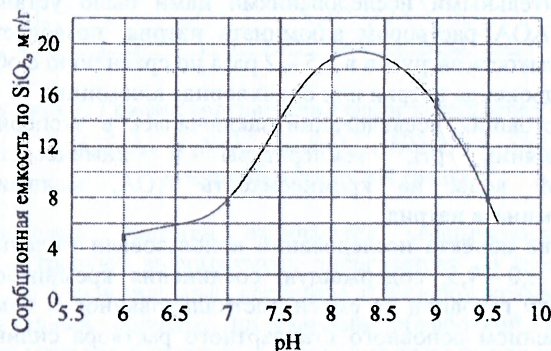
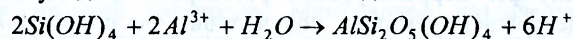


Рисунок 2. Влияние pH среды на сорбционную емкость загрузки по SiO₂

Растворимость кремниевой кислоты минимальна [2], при этом кремний в составе мономера Si(OH)₄ адсорбируется на поверхности АОА, образуя типичную для силикатов связь в виде силиката алюминия:



В области pH > 9 растворимость соединений кремниевой кислоты возрастает с образованием различных форм силикат-ионов, которые слабо участвуют в образовании алюмосиликатных комплексов.

Результаты исследований влияния температуры обрабатываемой воды на сорбционную емкость модифицированного АОА, проводимых при постоянных показателях pH раствора равном 8,0 ± 0,1 и жесткости 7,5 мг-экв./л, представлены на рис. 3. Из приведенного графика следует, что в диапазоне от 10 до 40 °С изменение сорбционной емкости существенно зависит от температуры, возрастая при этом в 2,5 раза. Дальнейшее повышение температуры обрабатываемой воды не оказывает заметного влияния на сорбционные свойства АОА и только удорожает процесс. Вместе с этим необходимо отметить, что повышение температуры

не оказывает значимого влияния на глубину обескремнивания: при $t = 10^\circ\text{C}$ остаточная концентрация кремниевой кислоты составляла 1,3 мг/л (по Si^{4+}), а с увеличением до $t = 50^\circ\text{C}$ снижалась всего до 0,8 мг/л.

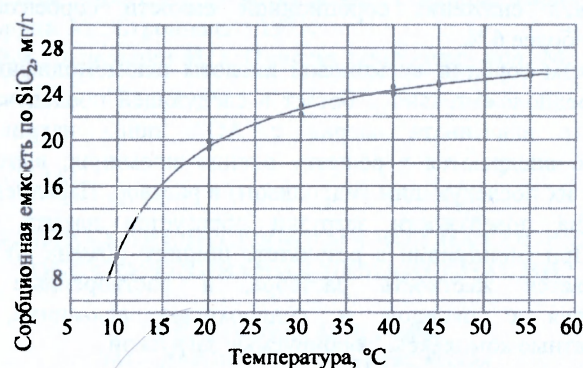


Рисунок 3. Влияние температуры обрабатываемой воды на сорбционную емкость загрузки по SiO_2

При проведении исследований было установлено также и снижение общей жесткости фильтрата в течение первых часов фильтроцикла, в то время как концентрации ионов SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- оставались неизменными, рис. 4.



Рисунок 4. Изменение жесткости обрабатываемой воды в первые часы фильтроцикла



Рисунок 5. Влияние жесткости обрабатываемого раствора на сорбционную емкость загрузки по SiO_2

Поскольку фильтрование через модифицированный АОА обуславливает и умягчение воды, было также исследовано влияние жесткости исходного раствора на сорбционные свойства загрузки фильтра относительно растворенных силикатов. Опыты с изменением жесткости обрабатываемого раствора проводили при постоянной величине рН

раствора равной $8,0 \pm 0,1$ и температуре 20°C . Из результатов проведенных исследований, представленных в виде графика на рис. 5, можно сделать вывод, что в интервале значений жесткости раствора $0 - 7,5$ мг-экв./л снижение сорбционной емкости сорбента по SiO_2 составило не более 6 %.

Механизм сорбции кремниевой кислоты алюмомодифицированной загрузкой предположительно работает в следующей последовательности: при контакте алюмината натрия с АОА ионы натрия частично поверхностно внедряются в решетку оксида алюминия, вытесняя ионы алюминия (с их последующим гидролизом) в раствор. Параллельно с этим процессом на поверхности загрузки образуется пленка гидроксида алюминия. При фильтрации в результате ионного обмена Na^+ на Ca^{2+} и Mg^{2+} снижается жесткость раствора, а растворенные силикаты, взаимодействуя с оксидом и гидроокисью алюминия, образуют алюмосиликатные комплексы, сорбируемые загрузкой.

ВЫВОДЫ

Применение фильтрующей загрузки из активированной окиси алюминия, модифицированной 3 %-ым раствором алюмината натрия, позволяет добиться глубины обескремнивания до 95 – 97 % при одновременном снижении жесткости воды. В изучаемом диапазоне $\text{pH} = 6,0 - 9,5$ наилучшие результаты по сорбционной способности АОА в отношении кремния были получены в интервале $\text{pH} = 8,0 - 8,5$ и составляли 20 г/кг сорбента, что по кремнеемкости вдвое превышает существующий метод щелочной регенерации АОА. Установлено, что с повышением температуры обрабатываемой воды в пределах от 10 до 40°C сорбционная емкость АОА возрастает с 10 до 24 г кремния на килограмм сорбента, дальнейшее повышение температуры свыше $40 - 45^\circ\text{C}$ приводит к незначительному росту сорбционной способности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексеев В.С., Болдырев К.А., Тесля В.Г. О необходимости пересмотра нормативного содержания кремния в питьевой воде // Водоснабжение и санитарная техника. 2011. № 5.-С. 56 – 60.
2. Мазаев В.Т., Шлепнина Т.Г. Оценка степени санитарной опасности соединений кремния в природной и питьевой воде // Водоснабжение и санитарная техника. 2011. № 7.-С. 13 – 20.
3. Айлер Р. Химия кремнезема: Растворимость, полимеризация, коллоидные и поверхностные свойства, биохимия: монография/Р. Айлер; пер. с англ., в 2-х частях. Ч. 1.-М.: Мир, 1982.
4. Карелин Ф.Н., Хакимов Р.О. Обратноосмотическая очистка кремний содержащих вод // Химия и технология воды. 1992. Т 4, № 4.-С. 284 – 290.

5. Николадзе Г.И. Улучшение качества подземных вод М.: Стройиздат, 1987.
6. Золотова Е.Ф., Асс Г.Ю. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода. М., Стройиздат, 1975.
7. Клячко В.А., Апельцин И.Э. Очистка природных вод. М., Стройиздат, 1971.

УДК 628.161.2

ОБЕСКРЕМНИВАНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД НА СООРУЖЕНИЯХ ОБЕЗЖЕЛЕЗИВАНИЯ-ДЕМАНГАНАЦИИ

А.В. Селюков, П.А. Рафф

ЗАО «ДАР/ВОДГЕО» г. Москва, Россия

Приводятся результаты технологических испытаний по обескремниванию подземных вод, характерных для Тюменского Севера. Установлено, что эффективное удаление соединений кремния, железа и марганца происходит при обработке воды перманганатом калия в слабощелочной среде с последующим коагулированием полиоксихлоридом алюминия «АКВА-АУРАТ™30».

Для Тюменского Севера характерны холодные маломинерализованные подземные воды. Основными компонентами таких вод, препятствующими их использованию для целей хозяйственно-питьевого водоснабжения, являются железо и марганец. Практически все станции обезжелезивания воды в этом регионе работают по схеме «аэрация – фильтрование» (упрощенная аэрация). Однако, как показал многолетний опыт эксплуатации таких сооружений, технология упрощенной аэрации с последующим фильтрованием через зернистый слой не обеспечивает нормативного качества питьевой воды по содержанию железа и марганца даже при трехступенчатом фильтровании.

Одна из причин этого явления состоит в том, что подземные воды Тюменского Севера содержат соединения кремниевой кислоты в концентрации до 30 мг/л (по кремнию), которые оказывают заметное влияние на процесс обезжелезивания воды. Содержание таких соединений в подземных водах региона иногда достигает половины величины общего анионного состава.

В целом система H_2O-SiO_2 очень сложна, поскольку в ней присутствуют многочисленные гидраты и различные кремниевые кислоты. Достоверно доказано существование в воде частиц типа $SiO_2 \cdot nH_2O$, где $n = 0,5; 1; 1,5; 2; 2,5$ [1]. Осаждение и соосаждение таких соединений сопровождается укрупнением отдельных частиц, при этом образуются

Станции водоочистки, оснащенные озоногенераторами «Озония», практически 10 лет надежно обеспечивают чистой питьевой водой северные заполярные вахтовые поселки газовиков.

Дополнительно к контролю качества очищенной на станциях воды согласно СанПиН 2.1.4.1074-01 [1], по аналогии с проверочным контролем работы станций ВОС-200 и ВОС-3000 на Заполярном НГКМ по показателю «общая токсичность» методом микробиологической минисценции с применением биосенсора «Эколюм» [2] в 2008 г. Институтом экологии и генетики микроорганизмов Уральского отделения РАН (г. Пермь) были проведены соответствующие исследования на станции ВОС-400, запущенной в эксплуатацию в 2008 г. на Бованенковском НГКМ. По заключению института, питьевая вода, полученная по технологии, заложенной в состав станции ВОС-400 с применением озонирования, нетоксична.

ВЫВОДЫ

Многолетний опыт разработки, сдачи в эксплуатацию и сервисного обслуживания станций водоочистки в северных регионах России показывает, что наиболее эффективной является технология водоочистки, в которой наряду с реагентными способами обработки воды применяется озонирование, как технологическая стадия для окисления основных загрязняющих веществ – железа и марганца, а также для деструкции органических загрязнений.

ЛИТЕРАТУРА

1. СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. – М., Минздрав России, 2002.
2. Солнцев В.В., Шафит Я.М. и др. Применение озонаторного оборудования фирмы «Озония» при очистке природных вод Крайнего Севера // Водоснабжение и сан. техника. 2007. № 4.
3. Драгинский В.Л., Алексеева Л.П., Самойлович В.Г. Озонирование в процессах очистки воды. – М.: ДеЛи принт, 2007.

УДК 628.166

ОБЛАСТИ ПРИМЕНЕНИЯ ГИПОХЛОРИТА НАТРИЯ, ПОЛУЧАЕМОГО ЭЛЕКТРОЛИЗОМ МОРСКОЙ ВОДЫ

Л.Н. Фесенко, И.В. Пчельников

Южно-Российский государственный технический университет (НПИ),
г. Новочеркасск, Россия

С.И. Игнатенко

ООО НПП «ЭКОФЕС», г. Новочеркасск, Россия

Показана экологичность, экономичность и перспективность получения дезинфектанта – гипохлорита натрия из морской воды. Рассмотрены возможные варианты его применения.

Статистика свидетельствует, что 7 % проб питьевой воды в нашей стране не соответствуют гигиеническим нормам. Так, в Ростовской области этот показатель несколько ниже, а вот в Южном Федеральном округе он равен 9. По данным Главного государственного врача Российской Федерации Г.Г. Онищенко, за последние пять лет в два раза чаще в пробах воды стали находить возбудителей опасных инфекционных заболеваний [1]. От неминуемого заражения нас может защитить только дезинфекция питьевой воды. Наиболее распространенным методом обеззараживания воды во всем мире продолжает оставаться хлорирование с использованием газообразного хлора, гипохлорита натрия и кальция, диоксида хлора, хлораминов. В отличие от озонной обработки или ультрафиолетового облучения хлор является дезинфектантом продолженного действия, присутствие которого в питьевой воде необходимо для её консервации и защиты от возможности повторного заражения при транспортировке потребителю.

Наиболее безопасным, малотоксичным и простым в эксплуатации реагентом, содержащим активный хлор, является низкоконцентрированный электрохимический гипохлорит натрия (ГХН), получаемый на месте потребления электролизом искусственно приготовленных растворов поваренной соли. Современные электролизные установки потребляют в среднем 4 – 5 кг поваренной соли и 4 – 5 кВт·ч электроэнергии [2], что соответственно составляет около 40 и 60 % общих затрат получения 1 кг активного хлора. При этом чаще всего используется 3 % раствор пищевой поваренной соли, а 1 кг черноморской воды содержит около 19 г хлоридных ионов и 11 г ионов натрия, иначе говоря, морская вода – это водный 2 % раствор NaCl. Наличие таких концентраций NaCl позволяет использовать морскую воду как сырье для получения обеззараживающего реагента – гипохлорита натрия [2], что выглядит перспективнее классического метода получения гипохлорита из

искусственных растворов, как в экономическом, так и в технологическом смысле. Кроме того, из бромидов и иодидов, содержащихся в морской воде, образуются при электролизе окислители, которые могут действовать как обеззараживатели [3].

В России и за рубежом в последнее десятилетие в системах водоподготовки наблюдается устойчивая тенденция роста практического применения гипохлорита натрия в качестве окислителя и дезинфектанта, не только на предприятиях ВКХ, но и в энергетике, химической промышленности, судостроении и других отраслях.

При эксплуатации водоемов, которые используются для питьевого и технического водоснабжения часто приходится встречаться с «цветением» воды, а морская вода содержит биологические организмы, такие как бактерии, водоросли и моллюски-дрейссены, вызывающие биологические обрастания, приводящие к снижению КПД работы сооружения в целом, обрастанию трубопроводов, емкостного оборудования, ускорению коррозии металлических поверхностей [4]. Осложнения в работе водозаборов по причине обрастаний возникали на водопроводах многих городов: Москвы, Ростова-на-Дону, Днепропетровска, Донецка, Куйбышева, Калининграда, Дзержинска и др. Такие образования, уменьшали на треть диаметр трубопроводов, а из зарубежной практики известны факты полной закупорки трубопроводов дрейссеной [4]. Поселения дрейссены концентрируются на подводных частях железобетонных конструкций насосных станций, облицовке водоприемных ковшей, на оголовках в подводящих трубопроводах, на сороудерживающих решетках и сетках, в напорных водоводах насосных станций I подъема. Из различных методов борьбы с цветением и биообрастаниями наиболее эффективным и в то же время экономичным является химический метод с использованием альгицидной смеси (гипохлорит натрия NaClO и медный купорос $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) в качестве дезинфектантов, альтернативных сжиженному хлору. Например, в Иране (АЭС «Бушер») и Индии (АЭС «Куданкулам») реализованы технологии получения электролитического гипохлорита натрия производительностью 500 и 1500 кг/ч активного хлора соответственно для систем технологического охлаждения атомных реакторов непосредственно из морской воды [5]. Часто в подобных водах, отводимых от конденсаторов, содержатся ионы меди, например, на Волгоградской АЭС, где в системе охлаждения используются оборудование и трубы, содержащие медь. Поэтому представляет интерес изучение совместного альгицидного действия ионов меди и гипохлорита натрия применительно к системам охлаждения тепловых и атомных электростанций, функционирующих по замкнутому циклу воды.

Экологическая безопасность электролитического способа защиты от обрастания подтверждается многолетними натурными исследованиями

специалистов Гидропроекта и Черноморского НИИ технологии судостроения [6]. Например, электролизная установка, для защиты от обрастания турбинного водовода Кислогубской ПЭС, полностью исключила биообрастание в течение всего срока её эксплуатации. При этом периодичность и доза вводимого ГХН устанавливались по хлорпоглощаемости воды и по обрастанию импровизированных индикаторов – пластин стекла, устанавливаемых в потоке охлаждающей воды [6].

В судостроительной отрасли вопросу предотвращения биообрастаний уделяется особое внимание, так как для восстановления корабля необходимы значительные финансовые затраты для проведения докования и очистки от организмов-обрастателей, масса которых на корпусе судна за два месяца может достигать 200 т. По оценке американских ученых ежегодно на борьбу с обрастанием в мире расходуется примерно 500 млн. долларов.

В настоящее время основным методом защиты от обрастаний корпуса корабля является применение полимерных лакокрасочных покрытий (ЛКП). Использование ЛКП при значительном увеличении числа эксплуатирующихся судов привело к тому, что ежегодно в морскую воду выделяется до 5 тыс. т соединений меди и 10 тыс. т соединений олова [7]. Сегодня большое внимание уделяется активным способам предотвращения обрастаний, к которым относятся и физико-химические методы (электрохимические). Эти методы наряду с повышением эффективности защиты и увеличением срока службы дают возможность управлять параметрами защиты. Система борьбы с обрастанием путем ввода в около рулевое пространство ГХН, получаемого электролизом морской воды – активная защита, увеличивающая срок эксплуатации винто-рулевой группы и корабля в целом [7]. Данный способ защиты отличается высокой эффективностью, надежностью, длительным сроком действия, что в сочетании с электрохимической защитой от коррозии значительно увеличивает междоковый период эксплуатации морских судов.

Морские суда являются не только потребителями питьевой воды, но и источниками сточных вод, очистка и обеззараживание которых обязательна согласно Международной Конвенции по предотвращению загрязнений с судов. Таким образом, использование ГХН позволяет не только отказаться от применения токсичных лакокрасочных материалов, загрязняющих окружающую среду и экономить значительные средства за счет уменьшения количества докований для очистки, но и обеззараживать питьевую и сточную воду корабля.

Бассейны с морской водой широко используются во всем мире: в лечебных и оздоровительных целях, для плавания, а также содержания морских животных. Отечественная и зарубежная индустрия бассейнов с

морской водой развивается и совершенствуется в соответствии с растущими потребностями, но применяемые технологии часто не обеспечивают требуемого качества очистки и обеззараживания воды. Качество воды плавательных бассейнов должно удовлетворять требованиям СанПиН 2.1.2.568-96 «Гигиенические требования к устройству, эксплуатации и качеству воды в плавательных бассейнах». Чтобы выполнить регламент этого документа, необходимо либо постоянно полностью заменять воду, т.е. организовать проточную систему подачи воды, либо создавать циркуляционную систему с устройством очистки и обеззараживания. Проведенные в России исследования по дезинфекции воды плавательных бассейнов показали, что эффективное обеззараживание при поддержании остаточного хлора на уровне 0,3 – 0,5 мг/л в течение 30 мин обеспечивают растворы, содержащие 1 – 1,5 % гипохлорита натрия.

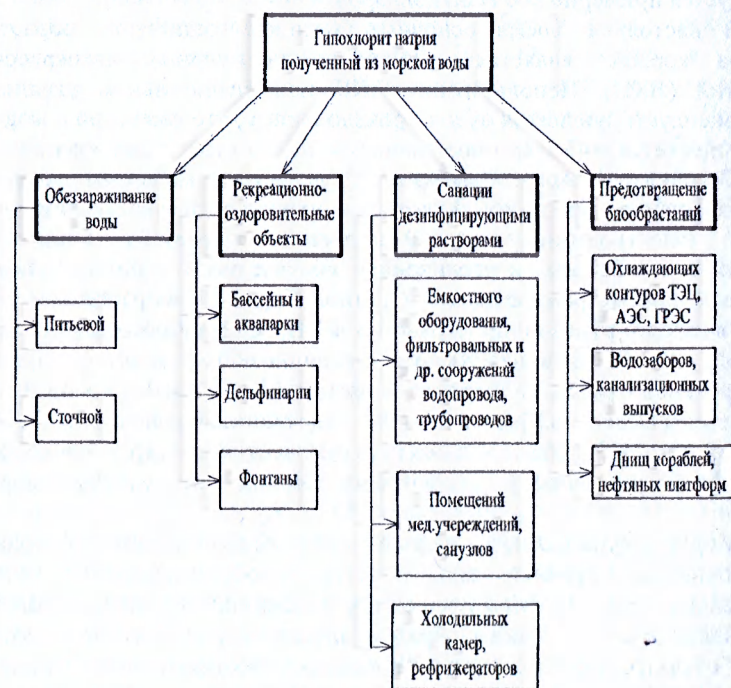


Рисунок. Классификация областей применения гипохлорита натрия, получаемого электролизом морской воды

Содержание хлора в зоне дыхания не должно превышать 0,1 мг/м³ в публичных плавательных бассейнах и 0,03 мг/м³ в спортивных бассейнах.

Замена газообразного хлора гипохлоритом натрия приводит к снижению выделения хлора в воздух [8]. Использование морской воды бассейна в качестве сырья для получения гипохлорита натрия с целью обеззараживания представляется экономически целесообразным.

Доступность гипохлорита натрия делает его важным компонентом для поддержания гигиенических стандартов во всём мире. Например, в развивающихся странах, использование ГХН стало решающим фактором для остановки холеры, дизентерии, брюшного тифа и других водных биотических заболеваний. Во время вспышки холеры в странах Латинской Америки и Карибского бассейна в конце XX века благодаря гипохлориту натрия удалось свести к минимуму заболеваемость и смертность, что было сообщено на симпозиуме по тропическим болезням, проводимого под эгидой Института Пастера [9].

Использование морской воды в качестве солевого раствора для производства гипохлорита натрия перспективно, как в экономическом, экологическом, так и в технологическом смысле. Область применения гипохлорита натрия, получаемого электролизом морской воды, обширна и охватывает как промышленные (энергетика, судостроение), так и рекреационно-оздоровительные (бассейны, дельфинарии) объекты (см. рисунок).

ЛИТЕРАТУРА

1. Онищенко Г.Г. Эффективное обеззараживание воды – основа профилактики инфекционных заболеваний // Водоснабжение и сан. техника, 2005, № 12, Ч. 1. – С. 8 – 12.
2. Фесенко Л.Н, Пчельников И.В, Игнатенко С.И. Оценка экономической эффективности получения гипохлорита натрия электролизом морской воды. Сб. докл. научн.-практ. конф., посвященной памяти академика РАН С.В. Яковлева./Моск. гос. строит. ун-т. Москва: МГСУ, 2012. – 240 с.
3. Использование природных рассолов в технологии получения гипохлорита натрия / И.П. Климин, А.А. Надуткин, Т.И. Суперфин, А.И. Андреев, И.А. Железнов // Экспресс-информация ЦБНТИ МЖКХ РСФСР: Сер. Водоснабжение и канализация, 1979, № 1, Вып.1. – 8 с.
4. Звягинцев Д.Г. Взаимодействие микроорганизмов с твердыми поверхностями. – М.: Наука, 1973. – 175 с.
5. Драгинский В.Л. Установки по производству электролитического гипохлорита натрия // Технологии очистки воды «ТЕХНОВОД-2008»: материалы IV Междунар. научн.-практ. конф., г. Калуга, 26 – 29 февр. 2008 г./Юж.-Рос.гос. техн. Ун-т. (НПИ).–Новочеркасск: «Оникс+», 2008. – С. 31 – 37.

6. Раилкин А.И. Процессы колонизации и защита от биообрастания /СПб. Изд-во С.-Петербург. ун-та, 1998. - 272 с.
7. Выхристюк П.Н. Комплексная система защиты от коррозии и обрастания / П.Н. Выхристюк. – С.-П.: «Судостроение», 2001. – № 5. – С. 64 – 65.
8. Кожин С.В., Титов Г.В., Советы технолога // Ассоциация плавательных бассейнов. – 2006. – № 28. – М.: Водoley вест. – С. 26 – 27.
9. Fletcher J., Ciancon D. Why life's a bleach (The Sodium Hypochlorite Story) (англ.). Environmental Science and Engineering Magazine. May, 1996.

УДК 628.16.069

ЭФФЕКТИВНОСТЬ ОЧИСТКИ МАЛОМУТНОЙ ЦВЕТНОЙ ВОДЫ НА ВОС г. СЫКТЫВКАРА

В.Ф. Фомина

Институт социально-экономических и энергетических проблем Севера
Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, Россия

В.П. Фомин

МУП «Сыктывкарский Водоканал», г. Сыктывкар, Россия

Описаны технологические схемы водоочистки на ВОС водопровода г. Сыктывкара, условия работы очистных сооружений и приведен их анализ.

В начале, для подготовки питьевой воды на ВОС города Сыктывкара существовало два блока отстойников на 15 и 30 тыс. м³/сут, которые не могли обеспечить эффективную очистку маломутных цветных вод из р. Вычегды. Очищенная вода не отвечала нормативным требованиям по цветности, мутности, содержанию железа и остаточному алюминию. В зимний период при низкой температуре воды на ВОС вынужденной мерой являлось прекращение коагулирования и проведение хлорирования повышенными дозами. При этом сооружения действовали в режиме максимальной нагрузки, поскольку городу не хватало воды.

Предпринимаемые попытки решения проблемы водообеспечения за счет перехода на подземные воды, пригодные для водоснабжения не имели успеха. По данным геологических изысканий вблизи города водоносные горизонты и комплексы имеют низкую водоносность и не могут быть рекомендованы в качестве основного источника водоснабжения.

В связи с этим р. Вычегда всегда рассматривалась как основной источник водоснабжения г. Сыктывкара, несмотря на существующие трудности обработки этих вод. Учитывая, что в отстойных сооружениях очистка маломутных цветных вод затруднена, стоял вопрос выбора новой

технологии. С этой целью были проведены исследования по очистке воды р. Вычегды с применением различных методов. Так, в период 1978 – 1980 гг. на ВОС были проведены исследования по двухступенчатому фильтрованию и напорной флотации [1]. В табл. 1 представлены данные по составу сооружений, отражающие этапы технологических преобразований ВОС г. Сыктывкара.

Таблица 1. Состав водоочистных сооружений и блоков на ВОС водопровода г. Сыктывкара

Период работы	Состав работающих блоков очистных сооружений ВОС г. Сыктывкара
с 1965 г.	блок 1: горизонтальные отстойники – фильтры на 15 тыс. м ³ /сут
с 1969 г.	блоки 1 и 2: горизонтальные отстойники – фильтры на 15 и 30 тыс. м ³ /сут
с 1983 г.	блоки 1 (в 1983 г. выведен в связи с пуском блока 3, впоследствии снова введен из-за нехватки воды) и 2; блок 3: сооружения двухступенчатого фильтрования на 50 тыс. м ³ /сут
2006 г., до мая	блоки 2, 3; 4: напорные флотаторы – фильтры на 65 тыс. м ³ /сут. (пусконаладочный период работы на полную проектную производительность)
с мая 2006 г.	блоки 3 и 4 (блок 2 выведен)
с июня 2008 г.	блок 4 (блок 3 выведен на ремонт)
с сентября 2008 г.	блоки 2 (с 7 по 12 ноября выключался на ремонт, на этот период включался блок 3) и 4
с ноября 2008 г. по настоящее время	блоки 2 и 4: работа в стабильном режиме (общая производительность 70 тыс. м ³ /сут)

Блок сооружений двухступенчатого фильтрования проектной мощностью 60 тыс. м³/сут был построен и введен в эксплуатацию в 1983 г. С их вводом ситуация с водообеспечением города относительно улучшилась, выросли объемы подачи воды и повысилось качество питьевой воды, но при установленной производительности блока 50 тыс. м³/сут и большом расходе промывных вод питьевой воды было недостаточно. В связи с этим начали строительство еще одного блока с двухступенчатым фильтрованием.

Таким образом, создалась ситуация, при которой вывести из эксплуатации отстойные сооружения было невозможно – сохранялась проблема «количественная», в то же время все осознавали, что начатое строительство еще одного блока с двухступенчатым фильтрованием не решит проблем ни «количества», ни «качества» и тем более, экономических. В 1992 г. в результате длительных согласований на всех уровнях властных структур строительство второго блока сооружений

III. ПОВЫШЕНИЕ
ТЕХНОЛОГИЧЕСКОЙ
И ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЙ
ЭФФЕКТИВНОСТИ ТЕХНОЛОГИЙ
ПО ОЧИСТКЕ ХОЗЫПОВЫХ
И ПРОИЗВОДСПЕВЕННЫХ СТОЧНЫХ
ВОД

УДК 628.316.12

**ИССЛЕДОВАНИЕ ТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ
ВЫСОКОКОНЦЕНТРИРОВАННЫХ
СЕРОВОДОРОДСОДЕРЖАЩИХ СТОЧНЫХ ВОД
НА ПИЛОТНОЙ УСТАНОВКЕ**

Л.Н. Фесенко, А.Ю. Черкесов

Южно-Российский государственный технический университет (НПИ),
г. Новочеркасск, Россия

С.И. Игнатенко

ООО НПП «ЭКОФЕС», г. Новочеркасск, Россия

В.П. Костюков

ООО «ПНИИВиВ», г. Ростов-на-Дону, Россия

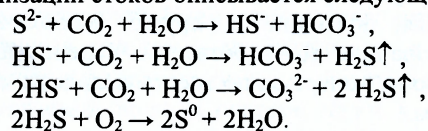
Представлены результаты технологических испытаний опытно-производственной пилотной установки очистки сероводородсодержащих сернистощелочных сточных вод (СШС) железо-каталитическим методом.

Высококонтентрированные сероводородные воды, как правило, имеют антропогенное происхождение и являются стоками различных производств, в том числе сточные воды от боен, шерстоек, дубления и производства кожи, дрожжевого, сахарного, красильного и др.

производств. Промстоки заводов черной металлургии, коксохимических заводов, газогенераторных станций, производства искусственного волокна, дренажные воды горнохимических комбинатов и т.д. обычно содержат от 4 до 5000 мг/дм³ сероводорода [1]. Наиболее концентрированные по сероводороду сточные воды образуются при переработке сернистой и высокосернистой нефти. Например, на ООО «Томскнефтехим» технологические конденсаты ряда производств содержат до 2–7 г/дм³ сероводорода. Необходимость очистки таких стоков от сульфидов совершенно очевидна ввиду крайне высокой токсичности сероводорода и его агрессивности по отношению к стали, бетону и многим другим материалам.

В настоящее время СЩС большинства отечественных предприятий нефтеоргсинтеза сбрасываются без локальной очистки в сернисто-щелочную канализацию, затем смешиваются с остальными стоками второй системы канализации, проходят механическую и физико-химическую очистку и подаются на сооружения биологической очистки, либо сбрасываются в водоемы. Ужесточение требований со стороны местных органов исполнительной власти в части нормирования качества сточных вод, разрешенных к сбросу в систему бытовой канализации, ставит проблему СЩС, как наиболее значимую в перечень экологических рисков, а её решение – в ряд безотлагательных.

Очистка воды от сероводорода может быть осуществлена физическими воздействиями, сущность которых заключается в переводе молекулярно растворенного H₂S из водной системы в газовую фазу при соответствующих условиях, в числе которых создание большой площади поверхности раздела фаз (вариант пленочной или пенной дегазации), повышение температуры воды (термическая деаэрация), либо понижение давления до уровня, при котором вода закипает без дополнительного подогрева (вакуумная дегазация). Однако в сернисто-щелочных стоках (СЩС) (pH > 12) сероводород преимущественно находится в виде сульфида S²⁻ и гидросульфида HS⁻ и для перевода его в молекулярную форму H₂S с целью последующей дегазации необходимо подкисление воды до pH = 5 и ниже. Для подкисления сульфидных вод могут быть использованы технические кислоты (серная или соляная), либо кислые компоненты (CO₂, SO₂) в составе искусственных газов или парогазовых смесей, а также отходящих дымовых газов энергетических установок. Процесс карбонизации стоков описывается следующими реакциями:

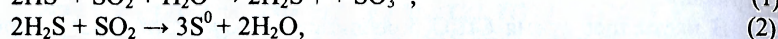
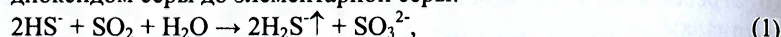


С другой стороны отсутствие утилизации серы при данном методе, значительный расход CO₂ на карбонизацию СЩС (отношение количества

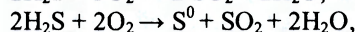
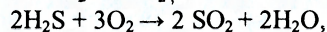
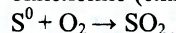
CO₂ к количеству СЩС до 100 : 1), неудовлетворительное качество очищенной на выходе воды, а также попадание SO₂ в атмосферу при сжигании сероводорода вызывает необходимость поиска, изучения и внедрения более совершенных и экологичных технологий обработки данной категории стоков.

Обработка сульфидных вод сернистым газом, как правило, реализуется в замкнутых технологиях (жидкофазный процесс Клаусса), включающих:

- дегазацию молекулярного сероводорода или окисление его диоксидом серы до элементарной серы:



- окисление (сжигание) сероводорода или S⁰ до SO₂:



- утилизация и повторное использование SO₂ в качестве окислителя или подкислителя сульфидной воды (протекание реакций (1 – 2)).

Однако область применения этого метода ограничивается многостадийностью технологии, необходимостью применения сложного химического оборудования для сжигания H₂S и S⁰, а также потребление топлива для этих целей.

Большинство методов извлечения из воды сероводорода основано на окислении и переводе его в менее активные соединения – в элементарную серу S⁰ или её окислы S_xO₆²⁻, S₂O₃²⁻, SO₃²⁻, SO₄²⁻ и др. [2]. При всех достоинствах окислительных технологий, в том числе быстрой протекания процесса, экологичности (отсутствие выбросов молекулярного H₂S или продуктов его сгорания в атмосферу) и др. эти методы требуют использования окислителей (озона, перманганата калия, хлора, перекиси водорода и т.д.), что делает весьма дорогостоящими данные технологии, особенно в условиях очистки высококонцентрированных сероводородных вод.

Представляется весьма заманчивым использование для окисления сульфидов атмосферного кислорода, однако в отсутствие катализаторов процесс окисления протекает крайне медленно и практической значимости не имеет [3]. Для активации окисления H₂S могут быть применены как гетерогенные, так и водорастворимые катализаторы на основе соединений железа, хрома, никеля, кобальта и других металлов переменной валентности. Ион металла при этом работает как переносчик электронов с сульфид-иона на кислород, попеременно восстанавливаясь сульфид-ионом и окисляясь кислородом.

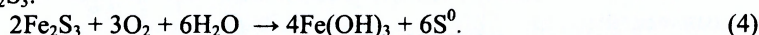
С нашей точки зрения наиболее целесообразно совмещение катализа с участием водорастворимого катализатора с одновременным связыванием

сероводорода в нерастворимый сульфид металла. В этой связи особого внимания заслуживает метод обработки сероводородных вод гидроокисью железа с последующей регенерацией образовавшегося трисульфида железа продувкой воздухом с получением опять-таки $\text{Fe}(\text{OH})_3$, который вновь используется в водоочистке. Этот процесс описывается уравнениями:

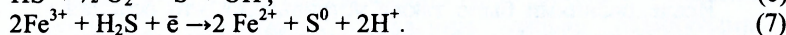
- связывание гидросульфида NaHS гидрооксидом железа $\text{Fe}(\text{OH})_3$ в трисульфид железа Fe_2S_3 :



- регенерация гидроокиси железа $\text{Fe}(\text{OH})_3$ из трисульфида железа Fe_2S_3 :



Этот метод, впервые предложенный Д. Андерсеном, Д.П. Козыревым и П.Г. Купцовым [4], привлекателен также и тем, что помимо многократного использования одной и той же гидроокиси железа параллельно протекают реакции каталитического окисления сероводорода кислородом воздуха в присутствии железа, которое попеременно принимает двух- и трехвалентное состояние:



Т.е. ион железа здесь работает как переносчик электронов с сульфид-ионов на кислород, попеременно восстанавливаясь сульфид-ионом (реакция 7) и окисляясь кислородом:



Вместе с тем данный процесс до конца не изучен и ссылки на него в литературе в основном носят рекомендательный характер [5, 6]. С целью изучения взаимодействий в системе сульфид-сульфид железа-гидроокись железа-кислород воздуха авторами были проведены исследования метода каталитического окисления сероводорода атмосферным кислородом в присутствии гидроокиси железа.

На первом этапе были проведены лабораторные испытания [7] технологии железо-каталитического окисления сульфидов кислородом воздуха, по схеме, представленной на рис. 1. Исследования показали, что очистка модельной сернисто-щелочной воды происходит полностью (остаточная концентрация сульфидов равна нулю), а выбросы сероводорода в атмосферу минимальны (его концентрация не превышает допустимой в воздухе рабочей зоны).

В ходе исследований были установлены оптимальные параметры проведения процесса очистки – необходимость корректировки pH при связывании гидросульфидов гидрооксидом железа до $\text{pH} = 7,5 \div 8,5$, время пребывания очищаемой воды в системе (0,5 ч в смесителе и 1 ÷ 2 ч в регенераторе), требуемая концентрация $\text{Fe}(\text{OH})_3$ для достижения полного связывания гидросульфидов и равная 3-х кратной стехиометрической дозе

гидроокиси железа, рассчитываемой по реакции (3); удельный расход воздуха для окисления сероводорода и регенерации гидроокиси железа – $60 \text{ м}^3/\text{м}^3$.

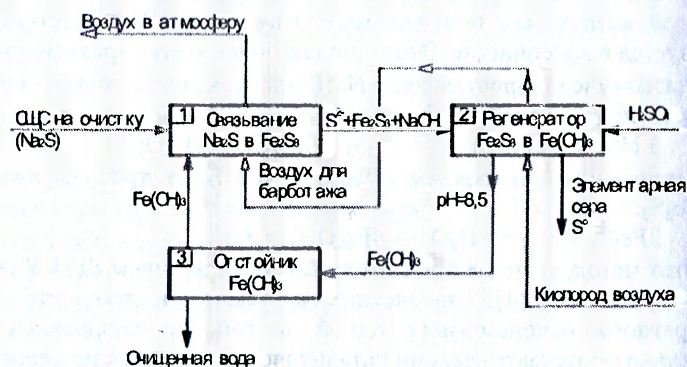


Рисунок 1. Технология очистки сероводородсодержащих сточных вод с железо-каталитическим окислением сульфидов

Исследованиями было также установлено, что реакция связывания сульфидов (гидросульфидов) протекает крайне медленно. Это объясняется низкой концентрацией ионов железа $[\text{Fe}^{3+}]$ (при $\text{pH} \approx 14$ исходного СШС), что ведет к проскоку непрореагировавшего с $\text{Fe}(\text{OH})_3$ сероводорода в блок отстаивания.

Концентрация ионов железа $[\text{Fe}^{3+}]$, необходимая для образования сульфида железа, определяется растворимостью гидроокиси железа. Из произведения растворимости гидроокиси железа

$$\text{Пр}_{\text{Fe}(\text{OH})_3} = [\text{Fe}^{3+}][\text{OH}^-]^3,$$

где $\text{Пр}_{\text{Fe}(\text{OH})_3}$ – произведение растворимости гидроокиси железа;

$[\text{Fe}^{3+}]$ – концентрация ионов железа в растворе, г/дм³;

$[\text{OH}^-]$ – концентрация ионов гидроксидов в растворе, г/дм³,

находим концентрацию ионов железа

$$[\text{Fe}^{3+}] = \text{Пр}_{\text{Fe}(\text{OH})_3} / [\text{OH}^-]^3 \quad (9)$$

Концентрация ионов гидроксидов и водородных ионов связана соотношением

$$[\text{H}^+] \cdot [\text{OH}^-] = 10^{-14}.$$

Здесь 10^{-14} – ионное произведение воды при 25 °С.

Отсюда:

$$[\text{OH}^-] = 10^{-14} / [\text{H}^+]. \quad (10)$$

После подстановки данных уравнения (10) в уравнение (9) и учитывая, что

$$\text{Пр}_{\text{Fe}(\text{OH})_3} = 3,8 \cdot 10^{-38},$$

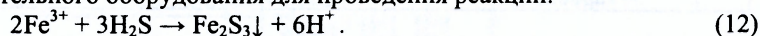
$$[\text{Fe}^{3+}] = 3,8 \cdot 10^4 \cdot [\text{H}^+]^3,$$

получим:

$$[\text{Fe}^{3+}] = 10^{42} \cdot [\text{H}^+]^3 \cdot \text{Pr}_{\text{Fe}(\text{OH})_3} \quad (11)$$

Рассматривая зависимость (11) изменения концентрации ионов железа от pH растворов видим, что концентрация ионов железа сильно зависит от pH растворов. В щелочной среде при pH = 14 концентрация ионов железа составляет 10^{-38} моль/дм³. Это приводит к тому, что скорость образования сульфида железа в щелочных средах мала и для полного связывания H₂S в сульфид железа в процессах очистки необходимо ставить специальный аппарат для увеличения времени контакта.

При подкислении обрабатываемого СЩС до нейтральных и слабощелочных значений pH, концентрация ионов железа в растворе будет находиться уже в пределах 10^{-18} – 10^{-21} моль/дм³ (т.е. концентрация растворенного железа возрастает в 10^{+17} раз [8]), что значительно увеличивает скорость образования сульфидов и не требует дополнительного оборудования для проведения реакции:



Исследованиями также установлено, что в СЩС, имеющих pH ≈ 14, реакция окисления сульфида железа в гидроокись (реакция (4)) протекает крайне медленно, что можно объяснить сильно сдвинутыми в восстановительную сторону (сильно отрицательными) значениями ред-окс потенциала системы Fe₂S₃-O₂ в щелочной среде и для перевода Fe²⁺ в окисленную форму Fe³⁺ (реакция (8)) необходимо присутствие в воде протона.

Из изложенного следует, что процесс связывания и регенерации необходимо проводить при значениях pH меньших, чем в исходном СЩС. Этим условиям в полной мере удовлетворяет среда с pH = 8,0 ÷ 8,5 – нормативное требование приема сточных вод в систему бытовой канализации.

Результаты предварительных исследований легли в основу конструкции пилотной опытно-производственной установки (рис. 2), испытания которой были осуществлены в ООО «Томскнефтехим» в ноябре 2011 г. на базе сернисто-щелочных сточных вод, образующихся при газоочистке в установке производства мономеров ЭП-300 при щелочной отмывке пирогаза в колонне К-9 от соединений серы и кислых газов. Состав сточных вод представлен в табл. 1.

Таблица 1. Химический состав сернисто-щелочных сточных вод (СЩС), образующихся в производстве мономеров на установке ЭП-300 ООО «Томскнефтехим»

№	Наименование показателя	Размерность	Поступающий сток СЩС
1	2	3	4
1	Фенол	мг/дм ³	40

Продолжение табл. 1

1	2	3	4
2	Толуол	мг/дм ³	20
3	Бензол (+этилбензол)	мг/дм ³	275 – 800
4	рН	ед	13 – 14
5	Взвешенные вещества	мг/дм ³	3000 – 4000
6	Нефтепродукты	мг/дм ³	200 – 1900
7	Метанол	мг/дм ³	9000 – 12000
8	Сульфиды (в пересчете на H ₂ S)	мг/дм ³	5300 – 6400
9	Сульфаты	мг/дм ³	7
10	Формальдегид	мг/дм ³	7
11	ХПК	мг/дм ³	9200 – 31390
12	Щелочность		
	– общая	моль/дм ³	0,54
	– гидратная	моль/дм ³	0,38
	– карбонатная	моль/дм ³	0,16



Рисунок 2. Общий вид опытно-производственной установки очистки сернисто-щелочных сточных вод (СШС) от сульфидов

времени пребывания потока в регенераторе отвод отрегенированной гидроокиси железа осуществлялся через успокоительную трубку с патрубками, открываемыми на разных уровнях. Открытие патрубка на соответствующей отметке обеспечивало заданное время пребывания.

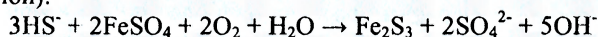
Подача воздуха в регенератор производилась вихревой воздуходувкой НВ с контролем объема подаваемого воздуха газовым счетчиком ГС. Расход воздуха регулировали частотным преобразователем. Прошедший через регенератор воздух отводился в смеситель через штуцер в верхней части регенератора. Воздух в смесителе предназначался только для перемешивания раствора и его избыток сбрасывался из нижней части смесителя.

Отрегенированный раствор гидроокиси железа поступал внутрь отстойника через центральную трубу, которая имела регулировочное крепление, позволяющее варьировать высоту её установки и тем самым изменять глубину выпуска осадка в отстойник. Сбор осветленной воды осуществлялся по периметру верха отстойника водосборным лотком с зубчатым водосливом. Для лучшего осаждения гидроокиси железа в трубку перед отстойником насосом-дозатором НФ вводили флокулянт марки «Zetag 8185» рабочей концентрацией 0,005 % в интервале доз $0,5 + 2,0 \text{ мг/дм}^3$. Из отстойника осветленная вода самотеком поступала в узел фильтрации.

В регенераторе в процессе окисления сульфида железа образовывалась элементарная сера, которая в результате флотации образовывала пенный слой в верхней части регенератора и через воздухоотводящую трубку поступала в подмембранное пространство смесителя и далее в емкость для сбора пены. В данной технологической схеме смеситель выполняет и роль щелочного поглотителя газообразного сероводорода, который может образовываться и выделяться в газовую фазу при подкислении регенерационного раствора.

Содержание сульфидов в предварительно очищенном от нефтепродуктов сернисто-щелочном стоке колебалось в диапазоне $1,2 + 2,3 \text{ г/дм}^3$ и зависело от качества, подаваемого на пиролиз углеводородного сырья.

Для первоначальной наработки в установке необходимого объема гидроокиси железа в СЦС перед смесителем ввели 5 % раствор FeSO_4 в 3-х кратном стехиометрическом количестве, рассчитанном по реакции (суммарной):



с последующей продувкой воздухом до образования $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Для установления оптимальных условий протекания реакции железокаталитического окисления-восстановления в системе $\text{H}_2\text{S} - \text{Fe}^{2+} - \text{Fe}^{3+} - \text{S}^0 - \text{O}_2$ на установке меняли следующие параметры технологического процесса (с последующим пересчетом в удельные показатели): расход

СЩС на установку; расход циркулирующего в системе раствора гидроокиси железа; расход воздуха; время пребывания обрабатываемого стока в смесителе и регенераторе; дозы кислоты и флокулянта.

После установления стационарного режима, характеризующегося постоянством расходов, уровней воды и осадка в сооружениях, отбирались пробы по всем этапам последовательной обработки воды для определения остаточных концентраций сероводорода в очищаемой воде.

Результаты производственных испытаний представлены в табл. 2.

Таблица 2. Результаты экспериментов

№ п/п	Расход СЩС, л/ч	Расход осадка подаваемого в смеситель, л/ч	Расход воздуха, м ³ /ч	pH в регенераторе	Время пребывания в регенераторе, ч	Остаточная концентрация сульфидов в очищенной воде, мг/дм ³
1	10,0	10,0	2,0	8,5	0,75	0
2	5,1	8,0	1,2	8,5	1,15	0
3	5,1	12,0	1,2	7,5	0,88	0
4	6,2	9,0	1,2	7,5	1,00	0
5	9,5	9,0	1,14	8,5	0,80	0
6	18,6	9,0	1,04	8,0	0,54	25,7

Рекомендуемые основные технологические параметры процесса очистки СЩС, полученные при испытаниях пилотной установки представлены в табл. 3.

Таблица 3. Рекомендуемые параметры техпроцесса очистки СЩС

№ п/п	Наименование показателя	Ед. измерения	Значение
1	Удельный расход кислоты	г / г S ²⁻	13,96
2	Удельный расход воздуха	м ³ / г S ²⁻	0,054
3	Интенсивность подачи воздуха	л/с·м ²	11 ÷ 14
4	Продолжительность отстаивания	час	не менее 1
5	Соотношение расходов подаваемого на очистку СЩС к расходу рециркуляции осадка	-	2:1
6	Удельный расход образующейся «серной» пены	дм ³ / л г S ²⁻	0,018
7	Рекомендуемый pH в регенераторе	-	8,5
8	Рекомендуемый ред-окс потенциал Eh	мВ	-15 ÷ +120
9	Время пребывания в смесителе	мин	5 ÷ 10
10	Время пребывания в регенераторе	мин	40 ÷ 60

Результатами экспериментов установлено, что процесс очистки СЩС от сульфидов протекает в полном объеме при соотношении объема

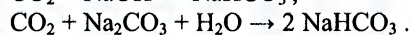
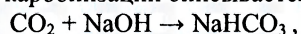
подаваемой на очистку воду Q_0 к объему осадка Q_1 (гидроокиси железа) в соотношении $1 : 1 \div 2 : 1$ при рН в регенераторе около 8,5 и расходе воздуха $\sim 70 \text{ м}^3/\text{м}^3$ сточной воды.

Проскок сульфидов в очищенной воде наблюдался с увеличением соотношения расходов Q_0/Q_1 более чем $2 : 1$, эффективность очистки воды от сульфидов в этом случае составляла 97,5 %.

Анализ проб воздуха, отходящего из установки (регенератор-смеситель), свидетельствовал об отсутствии газообразного сероводорода в выбросах.

В результате испытаний проведенные эксперименты подтвердили возможность очистки СЦС от сульфидов железо-каталитическим методом в промышленных условиях путем окисления сульфидов кислородом воздуха и переводом их в элементарную серу с участием в технологическом процессе циркулирующей регенерируемой гидроокиси железа.

В предлагаемой технологии нежелательным фактором является необходимость подкисления СЦС серной (соляной) кислотой, что влечет перенасыщение воды сульфат- (хлорид-) ионами в количестве, эквивалентном дозе кислоты. Последующий же вывод сульфатов (хлоридов) из очищаемого потока предполагает значительные трудности и материальные затраты, сопоставимые с собственно самой десульфидизацией стока. Решением возникшей проблемы может быть карбонизация СЦС свободной углекислотой, перед подачей их на очистку. Процесс карбонизации описывается реакциями



При этом, образующаяся система (бикарбонат-вода-двуокись углерода) представляет собой буферную смесь, которая будет автоматически поддерживать величину рН в карбонизированном СЦС постоянным на стадиях связывание-регенерация в пределах $7,5 \div 8,5$, что является оптимальным условием проведения железо-каталитического метода.

В результате очищенная вода будет представлять собой бикарбонатный сток, который может быть принят на биологические очистные сооружения канализации для дальнейшей доочистки.

ВЫВОДЫ

Для предприятий, на которых образуются высококонцентрированные сульфидные сточные воды реальным решением проблемы защиты природы и предотвращения гибели биоценоза (активного ила) на биологических очистных сооружениях следует считать повсеместное внедрение установок локального обезвреживания СЦС с переводом сероводорода в состояние нетоксичной легкотранспортируемой товарной

серы. Таким требованиям в полной мере отвечает технология железокаталитического окисления сульфидов с регенерацией циркулирующей в схеме очистки стоков гидроокиси железа кислородом воздуха и выводом из материального потока элементарной серы.

ЛИТЕРАТУРА

- 1 Яковлев С.В., Карелин Я.А., Ласков Ю.М., Воронов Ю.В. Очистка производственных сточных вод. М., Стройиздат. 1985.
- 2 Линевич С.Н. Комплексная обработка и рациональное использование сероводородсодержащих природных и сточных вод. М., Стройиздат. 1987.
- 3 Золотова Е.Ф., Асс Г.Ю. Очистка воды от железа, фтора, марганца и сероводорода. М., Стройиздат. 1975.
- 4 Козырев Д.П., Купцов И.Г. Удаление сероводорода из артезианских вод посредством гидрата окиси железа с последующей регенерацией. М., Гостоптехиздат. 1946.
- 5 Клячко В.А., Апельцин И.Э. Подготовка воды для промышленного и городского водоснабжения. М., Стройиздат. 1962.
- 6 Апельцин И.Э., Левентон О.А. Очистка дренажных вод от сероводорода методом его поглощения гидроокисью железа. - В сб. Промышленность горнохимического сырья. М., 1971.
- 7 Фесенко Л.Н., Игнатенко С.И., Черкесов А.Ю. Применение солей железа в технологии очистки сернисто-щелочных стоков от сероводорода и серы // Водоснабжение и водоотведение: качество и эффективность. Труды X Междунар. научн.-практ. конф. (г. Кемерово, 13-16 ноября 2007 г.) – Кемерово: КемТИПП, СибГИУ, НГАСУ, ЗАО КВК «Экспо-Сибирь». 2007.
- 8 Агаев Г.А., Настека В.И., Сеидов З.Д. Окислительные процессы очистки сернистых природных газов и углеводородных конденсатов. - М.: Недра. 1996.

УДК 628.31

ОПТИМИЗАЦИОННАЯ МОДЕЛЬ СИСТЕМЫ ВОДООТВЕДЕНИЯ

Е.В. Вильсон, Я.О. Сотник

Ростовский государственный строительный университет,
г. Ростов-на-Дону, Россия

Рассмотрена возможность применения методов исследования операций для формирования кратчайшего маршрута водоотводящей сети. Показано, что использование оптимизационных задач на сети может быть полезным и при поиске

ЛИТЕРАТУРА

1. СНиП 2.06.15-85. Инженерная защита территории от затопления и подтопления. - М.: Госстрой СССР, 1988. – 5с.
2. Кашарин Д.В., Шумченко В.А. Применение гибких дамб из композитных материалов при ликвидации последствий чрезвычайных ситуаций на водных и водохозяйственных объектах// Гидротехническое строительство: Материалы регион. науч.-техн. конф. «Гидротехника, гидравлика и геоэкология», Новочеркасск: Лик, 2009. - Вып. 2. -С. 63 – 73.
3. Пат. 4314774 US, МПК E02B 7/02. Пневматическая гибкая дамба оболочного типа, опуб. 09.02.1985.
4. Пат. 5125767 US, МПК E02B07/00. Метод и устройство проектирования гидравлических дамб, опуб. 30.06.1992.

УДК 628.38:661.432.2:541.135

ПРОИЗВОДСТВО ГИПОХЛОРИТА НАТРИЯ ИЗ ХЛОРИДНЫХ РАСТВОРОВ РАЗЛИЧНОЙ ПРИРОДЫ

О.И. Драй, А.Л. Фесенко, А.И. Вергунов

Южно-Российский государственный технический университет (НПИ),
г. Новочеркасск, Россия

Показана возможность получения электролитического гипохлорита натрия с применением отработанных регенерационных растворов Na-катионитовых фильтров. Дана сравнительная характеристика параметров электролиза растворов хлоридов различной природы.

В производстве низкоконтрированного гипохлорита натрия для обеззараживания воды, полученного методом электролиза, применяют растворы хлоридов различной природы: поваренную соль, морскую воду и подземные минерализованные хлоридные воды. Кроме того, могут быть использованы отработанные регенерационные растворы тепловых станций, являющиеся наиболее доступным источником растворов хлоридов сегодня.

Цель данных исследований – возможность получения электролитического гипохлорита натрия из отработанных регенерационных растворов от Na-катионитовых фильтров на примере Новочеркасской ГРЭС.

Электролиз солевых растворов проводили в ячейках объемом 0,3 л, выполненных из стекла, с отводом газов за пределы помещения. Катодом служила титановая пластина, анодом – титановая пластина с покрытием из RuO. Электролиз проводили в непроточном режиме при плотности тока

1000 А/м² в течение трёх часов. При электролизе определяли значения напряжения на ячейке, температуру, рН и концентрацию активного хлора раствора гипохлорита. Исследовали растворы с концентрацией хлоридов: 11,8; 16,4; 22,6; 32,7; 45,2; 65,4 г/дм³.

Для сравнения проводили электролиз растворов каменной пищевой соли Артёмовского месторождения, приготовленных на донской воде. Были выбраны следующие концентрации: 15, 20, 25, 30, 35, 40 г NaCl /дм³.

Результаты экспериментальных исследований представлены на рис. 1 и 2.

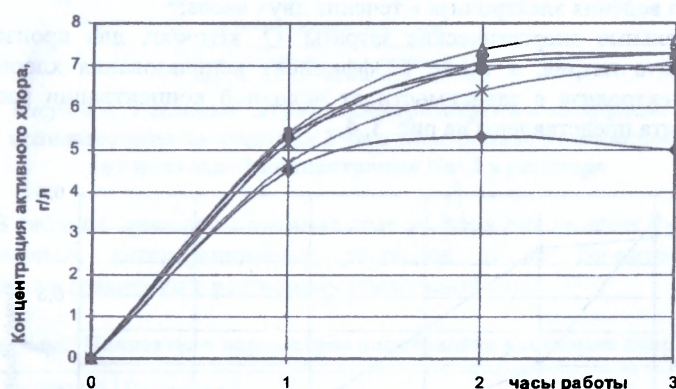


Рисунок 1. Изменение концентрации активного хлора во времени при электролизе регенерационных растворов с концентрацией хлоридов, г/дм³:
♦ - 11,8; * - 16,4; × - 22,6; ж - 32,7; ■ - 45,2; ▲ - 65,4

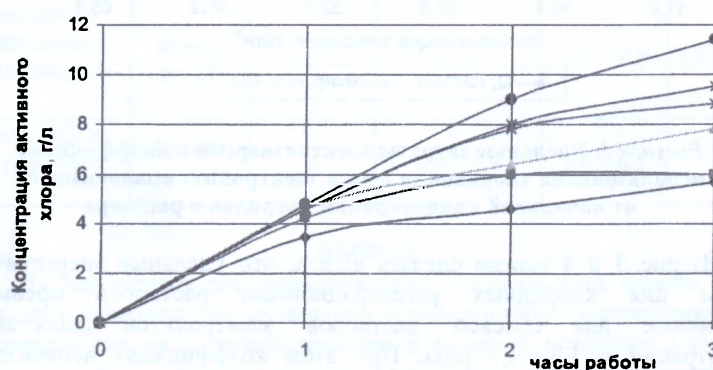


Рисунок 2. Изменение концентрации активного хлора во времени при электролизе растворов поваренной соли с концентрацией NaCl, г/дм³:
♦ - 15; ■ - 20; ▲ - 25; × - 30; * - 35; ж - 40

Из рис. 1 следует, что повышение концентрации хлоридов в электролите свыше 22,6 г/л, а также ведение электролиза более двух часов нецелесообразно, т.к. роста концентраций активного хлора не наблюдается. Напротив, увеличение концентрации NaCl в исходных солевых растворах (рис. 2) положительно сказывается на концентрации активного хлора в гипохлорите. Подсчитано, что за третий час электролиза регенерационных растворов после Na-катионитового умягчения энергетические затраты возрастают на 40 – 60 %, поэтому сравнивали получение гипохлорита натрия из растворов хлоридов различной природы исходя из ведения электролиза в течение двух часов.

Удельные энергетические затраты, Q , кВт·ч/кг, для производства гипохлорита натрия, а также коэффициент использования хлоридов за 2 часа электролиза в зависимости от исходной концентрации растворов электролита представлены на рис. 3, 4.

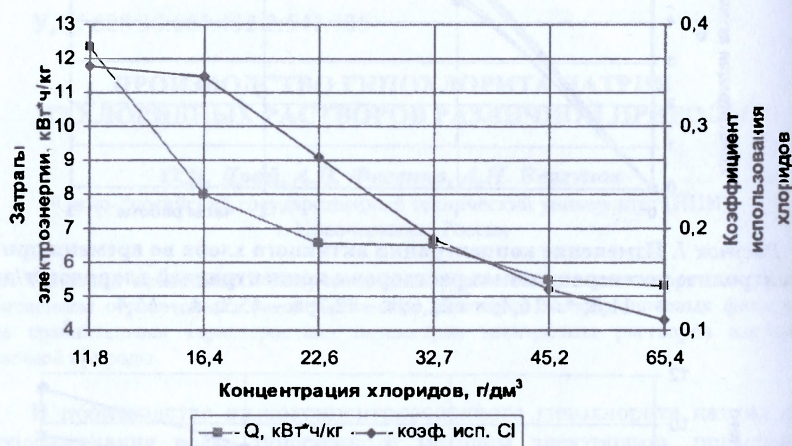


Рисунок 3. Удельные затраты электроэнергии и коэффициент использования хлоридов за 2 часа электролиза в зависимости от начальной концентрации хлоридов в растворе

Из рис. 3 и 4 можно сделать вывод, что удельные энергетические затраты для хлоридных регенерационных растворов превышают аналогичные для солевых растворов электролитов сопоставимых концентраций в 1,3 ÷ 1,7 раза. При этом коэффициент использования хлоридов уменьшается на 12 ÷ 30 %.

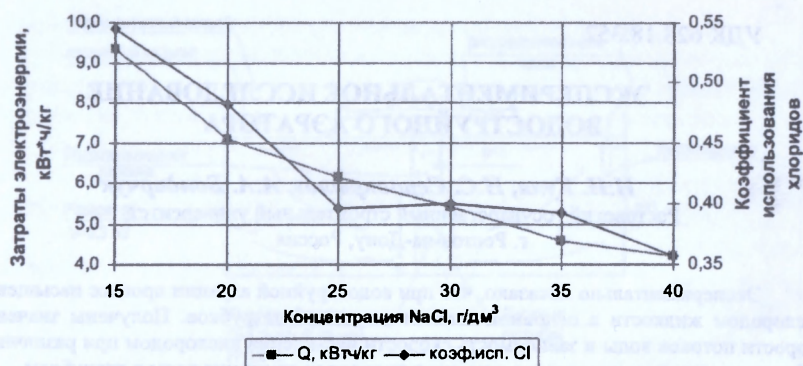


Рисунок 4. Удельные затраты электроэнергии и коэффициент использования хлоридов за 2 часа электролиза в зависимости от начальной концентрации NaCl в растворе

В таблице приведены оптимальные условия для ведения процесса из отработанных регенерационных растворов после Na-катионитового умягчения в сравнении с растворами поваренной соли.

Таблица. Показатели параметров электролиза растворов хлоридов

Показатель электролиза Раствор электролита	Исходная концентрация раствора, г/л	Время электролиза, ч	Концентрация активного хлора, г/л	Энергетические затраты, кВт·ч/кг	Коэффициент использования хлоридов
Регенерационные растворы Na-катионирования	16 – 22 по Cl ⁻	2	6,4 – 6,9	6,6 – 8,0	0,27 – 0,35
Раствор NaCl в водопроводной воде	25 – 30 по NaCl	2	6,3 – 7,9	5,4 – 6,1	0,4

ВЫВОД

Из результатов экспериментальных исследований можно сделать вывод, что производство низкоконцентрированного электрохимического гипохлорита натрия с использованием в качестве исходных хлоридных рассолов отработанных регенерационных растворов от Na-катионитовых фильтров возможно при соблюдении определённых параметров ведения электролиза.

УДК 626.882

КОМПЛЕКСНАЯ УСТАНОВКА ДЛЯ УЛУЧШЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ

Л.Н. Фесенко, Е.Д. Хецуриани, А.Ю. Душенко,

Р.С. Бечвая, А.В. Пельчер

Южно-Российский государственный технический университет (НПИ),
г. Новочеркасск, Россия

Описана комплексная конструкция лабораторной установки, позволяющая предотвратить попадание рыбной молоди в водозаборное сооружение, обеспечивающая защиту водозабора от сине-зеленых водорослей и оздоровление речной экосистемы.

Одной из главных причин катастрофического падения рыбных запасов и ухудшения качества питьевой воды является проблема защиты рыб от попадания в водозаборные сооружения. Для сохранения, восстановления популяции и уменьшения «грязевой нагрузки» на очистные сооружения необходима, в ряде случаев, существенная реконструкция рыбозащитных сооружений и эффективное, недорогое решение проблемы предочистки воды прямо в ковшевом водозаборе до очистных сооружений.

В связи с этим возник вопрос о создании нового устройства дефильтрации воды непосредственно в водозаборном сооружении. Такое устройство может быть использовано в системах водоснабжения и водоотведения для предотвращения выноса примесей или живых организмов в последующие сооружения.

В результате анализа исследований рыбозащитных сооружений (РЗУ) с учетом требований экологии, энерго-ресурсосбережения и ориентации на использование биосферосовместимых технологий предлагается гидравлично-биологическая конструкция фильтрующей кассеты. Преимуществами предлагаемой конструкции является снижение гидравлического сопротивления фильтрующей загрузки, стоимости и упрощенная эксплуатация.

Для разработки наиболее эффективной конструкции предлагается лабораторная установка, изображенная на рисунке, отражающая технологические особенности натуральной модели. В основу создания лабораторной установки положена комплексная технология улучшения качества воды в условиях ковшевого водозабора.

Новизна предложенной лабораторной установки заключается в ее универсальности, которая включает в себя несколько зон защиты:

- рыбозащитную зону – плоскую фильтрующую кассету в виде панели, снабженной натянутыми жесткими волокнистыми ершами из

- капрона или лески;
- зону сорбции и биоокисления, с установленными ершовыми кассетами и системой подачи воздуха;
- зону безопасности, снабженную системой отводящих лотков и системой регенерации;
- зону защиты водоема от сине-зеленых водорослей с помощью иммобилизации микроорганизмов;
- зону нереста, с устройством дополнительной подачи кормовой смеси и системой отвода регенерационных вод.

Лабораторная установка служит для моделирования условий ковшевого водозабора и определения степени рыбо-шугозащитных показателей устройств, выполненных на основе синтетических водорослей типа «Ерш» (рисунок).

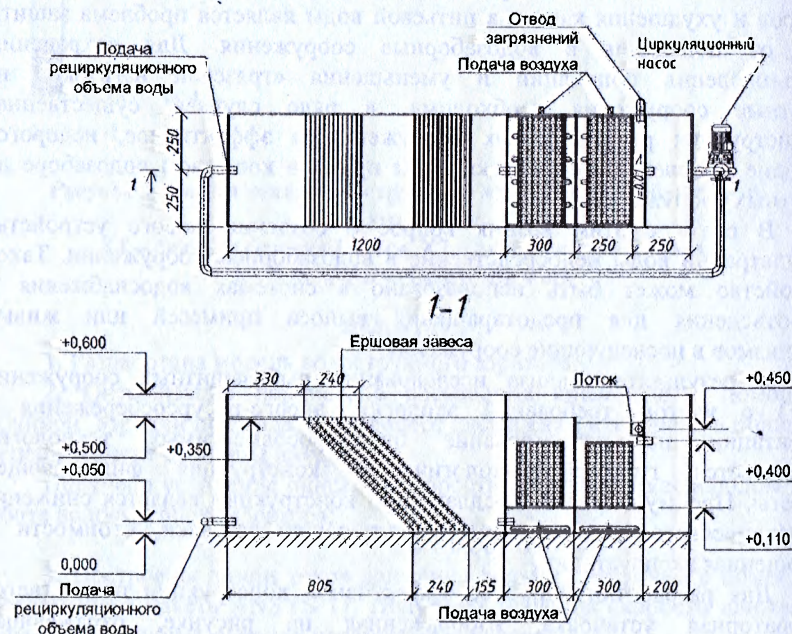


Рисунок. Лабораторная установка

Данная установка предназначена для определения рыбозащитной эффективности водозабора, степени очистки водоема от сине-зеленых водорослей и как искусственное нерестилище.

Работает указанная выше установка следующим образом. Перед входом воды в водозаборное сооружение предусматриваем защитную зону,

где устанавливаем рыбозащитное устройство (РЗУ) в виде фильтрующей кассеты. Элементом такого РЗУ является предлагаемая завеса из ершей. По данным измерений гидравлическое сопротивление потоку воды, при его скорости 1 м/с, составляет около 1 мм, что в десятки раз меньше гидравлического сопротивления панели с гравийным наполнителем. Волокна ершей, направленные навстречу потоку воды, отпугивают рыбу и задерживают плавающий мусор, диаметром 0,1...0,2 мм.

Перед рыбозащитной зоной вода проходит зону сорбции и биоокисления, где происходит извлечение примесей из речной воды с помощью биоценоза организмов, закрепленных на ершовой насадке. Также устройство включает в себя эрлифтные ниши с барботерами аэрации и регенерации. При непрерывной циркуляции и насыщении воды кислородом, гидробионты, удерживаемые ершовой насадкой, осуществляют биоокисление органических примесей речной воды, утилизируют микроводоросли в биомассу бактерий и простейших, обеспечивая их прирост и накопление.

После извлечения примесей вода попадает в зону безопасности, где происходит потребление бактерий и простейших мелкими животными, моллюсками, клещами, червями, являющимися живым кормом для рыб. Для этого в зону безопасности запускается определенное количество мальков рыб. В процессе жизнедеятельности рыб их продукты жизнедеятельности накапливаются на волокнистой ершовой насадке. При заилении ершовой насадки ее регенерируют поэтапной подачей воздуха через барботеры. Длительность процесса регенерации в отсеках контролируется по состоянию насадки. Вынос мальков рыб исключается с помощью завесы из ершей. Исключение выноса мальков гарантируется величиной скорости протока воды через завесу (не более 2–3 см/с) и размером прозоров между волокон ершей в завесах. В итоге воды из зоны сорбции доочищаются биоценозом, находящимся в зоне безопасности.

Между зонами защиты и безопасности проектируется зона оздоровления речной экосистемы (зона нереста). Для этого производится установка искусственных нерестилищ на основе синтетических водорослей, и создаются привлекающие условия для рыб. Подвижные элементы синтетической загрузки вызывают своеобразный интерес у молоди, тем самым заставляя её перемещаться к зоне установки искусственных нерестилищ. Прикрепленная биомасса, таким образом, служит непосредственным источником питания рыб, а синтетическая загрузка представляет собой место нереста.

ВЫВОДЫ

Предложенная комплексная установка предполагает недорогое решение проблемы предочистки питьевой воды прямо в ковшевом водозаборе до водоочистных сооружений (ВОС) и этим уменьшает

«грязевую нагрузку» на ВОС, а также способствует восстановлению рыбных запасов и оздоровлению речной экосистемы.

УДК 626.882

ИСКУССТВЕННОЕ НЕРЕСТИЛИЩЕ В УСЛОВИЯХ КОВШЕВОГО ВОДОЗАБОРА

Н.И. Куликов, Е.Д. Хецуриани, Р.С. Бечвая, А.Ю. Душенко
Южно-Российский государственный технический университет (НПИ),
г. Новочеркасск, Россия

Описано водозаборное сооружение, способствующее созданию благоприятных условий для нереста рыб и отвода молоди рыб от водозаборного сооружения.

В современном мире для организации рыбозащиты на водозаборе используется множество конструкций, позволяющих защищать, отводить и отпугивать рыбную молодь. Решая вопрос защиты молоди, часто забывают, а порой и пренебрегают экологическим способом рыбозащиты. Условием экологического способа рыбозащиты служит ограничение изъятия воды в периоды времени, когда молодь наиболее уязвима (темное время суток, скат личинок), размещение водозаборных сооружений вдали от мест нереста, нагула и миграций, ограничение водозабора в устьевых участках рек и сезонного регулирования водоотбора. Реализация такого способа требует осуществления постоянных наблюдений за состоянием нерестилищ и скатом молоди рыб.

В результате перекрытия основных крупных рек плотинами гидроузлов значительно сократились площади естественных нерестилищ для проходных рыб. В водохранилищах резко изменились условия для размножения и обитания речных рыб, а также кормовых организмов. Поэтому наряду с мелиорацией естественных нерестилищ, устройством инкубационных цехов, большое значение имеет устройство искусственных нерестилищ. Искусственные нерестилища требуют создания определенных условий для нереста рыб и занимают существенные объемы территории.

Известно использование фильтров-биореакторов при доочистке биологически очищенных сточных вод перед выпуском их в поверхностный водоем. В этом случае используется ершовая насадка, применяемая для сорбции примесей биологического происхождения и удерживания различных гидробионтов: от бактерий и простейших до моллюсков. В данном случае процесс заключается в том, что хищные гидробионты трофических высших уровней съедают гидробионтов низших уровней, обеспечивая фильтрацию воды и седиментацию минеральных