

Таблица 4. Количество отходов, образующихся при умягчении воды на ионообменных фильтрах

Наименование отхода	2008 г.	2009 г.
Сульфуголь отработанный	3,8	16,42
Отработанные ионообменные смолы	139,58	126,05
Ионообменная смола отработанная марки ВП-1АП	0,0	123,30
Ионообменная смола отработанная марки АВ-17	35,93	10,52
Ионообменная смола отработанная марок КУ-28, КУ-2	1,7	8,70
Ионообменные смолы прочие	16,95	0,33
Итого	197,96	285,32

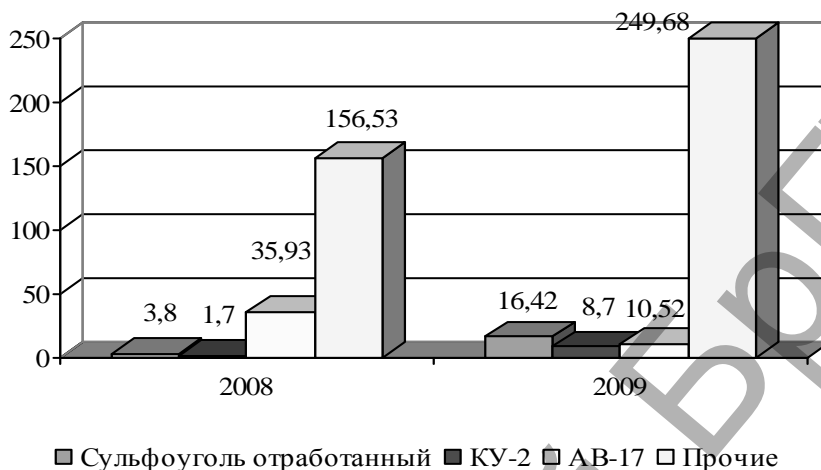


Рис. 4. Образование отходов, образующихся при умягчении воды на фильтрах в 2008 и 2009 годах

Из представленных данных видно, что объем образующихся отходов (зарегистрированных) в 2009 году в сравнении с 2008 годом уменьшился в 3,35 раза.

Ниже на рис. 3 приведена информация по доле отходов водоподготовки от общего количества.

Из рис. 3 видно, что в 2009 году в 49,92 раз уменьшилась доля осадков водоподготовки питьевой воды в сравнении с 2008 годом. Произошло и уменьшение осадков водоподготовки котельно-теплового хозяйства в 2,43 раза. Образование отработанных ионообменных смол увеличилось в 1,38 раз.

Рассмотрим образование отходов, образующихся при умягчении воды на фильтрах (таблица 4).

Общее количество данных отходов увеличилось в 1,44 раза в 2009 году в сравнении с 2008 годом.

Как видно из рис. 4, значительную долю составляют прочие отходы ионообменных смол: в 2008 году – 79,1%, в 2009 году – 87,5%. Данные отходы представлены отработанными ионитами марок АН-31, ВП-1АП и др.

Общий объем образования отходов ионообменных смол на 2009 год составил 268,9 т. Данные отходы, как и многие другие, на сегодняшний день не перерабатываются.

Заключение. Анализируя приведенную информацию и сложившуюся ситуацию в республике по обращению с отходами водоподготовки и очистки сточных вод, в первую очередь необходимо решить следующие задачи:

- организовать мониторинг за образованием и использованием отходов, основанный на получении объективной информации;
- определить химический состав отходов (твердых и жидких);
- ввести классификацию данных отходов.

Следует также отметить, что работы в данном направлении в настоящее время по большому счету не проводятся. А их решение и внедрение на практике технологий по использованию отходов водоподготовки и очистки сточных вод позволит решить задачи ресурсосбережения, охраны окружающей среды и др.

СПИСОК ЦИТИРОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Национальная стратегия устойчивого социально-экономического развития республики Беларусь на период до 2020 г. – Минск, 2004.
2. Состояние природной среды Беларуси: экол. бюл. 2008 г. / Под общ. ред. В.Ф. Логинова. – Минск, 2009.
3. Состояние природной среды Беларуси: экол. бюл. 2009 г. / Под общ. ред. В.Ф. Логинова. – Минск, 2010.

Материал поступил в редакцию 28.03.11

ROMANOVSKIY V.I., FEDORENCHIK A.A., GURINOVICH A.D. Problems of recycling отходы water of preparation and clearing of waste water in Belarus

In article the involving problem in economic circulation of a waste of water preparation and sewage treatment in republic is shown. The analysis of the information on presence, formation and movement of a waste of water preparation in Byelorussia for 2008 and is presented 2009. Priorities for the decision of the put problem are formulated.

УДК 628.162.1

Житенёв Б.Н., Бульская И.В.

ДООЧИСТКА ПРИРОДНЫХ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ОТ ОРГАНИЧЕСКИХ ПРИМЕСЕЙ ОКИСЛЕНИЕМ

Введение. На территории Беларуси сосредоточены значительные запасы водных ресурсов, представленных поверхностными

водами. С 90-х годов в республике прослеживается тенденция к снижению объемов забора воды из поверхностных источников и

Бульская Инна Валерьевна, ассистент Брестского государственного университета им. А.С. Пушкина. Беларусь, БрГУ им. А.С. Пушкина, 224016, г. Брест, б-р. Космонавтов, 21.

увеличение потребления воды питьевого качества на производственные нужды [1]. Из рисунка 1 видно, что в Брестской и Минской областях более 60% в производственном водопотреблении составляет вода питьевого качества. На промпредприятиях используется дорогостоящая вода, забираемая из подземных источников, причем большая часть ее идет на производственные, душевые нужды, пользование туалетами и уборку помещений.

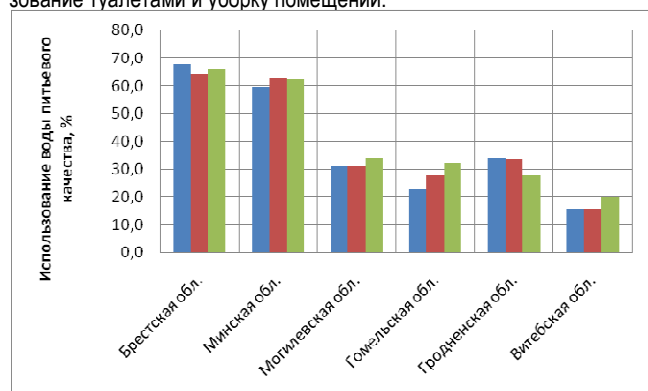


Рис. 1. Процент использования воды питьевого качества для производственных целей соответственно в 2007, 2008, 2009 годах

Такое нерациональное потребление питьевой воды ведет к значительным затратам и удорожанию продукции, выпускаемой предприятиями. Альтернативой является использование поверхностных вод. Поверхностные воды более доступны, к тому же они являются более мягкими и слабоминерализованными по сравнению с подземными. Это выгодно отличает их при употреблении для технических целей, в которых накладывается ограничения на жесткость и солесодержание.

Поверхностные воды перед их использованием должны подвергаться очистке, степень которой определяется требованиями потребителей воды. Например, к воде, используемой в теплоэнергетике, предъявляются повышенные требования по жесткости, солесодержанию, корректировка которых на практике осуществляется в основном ионным обменом. Однако вода поступающая на ионообменные фильтры, должна иметь содержание взвешенных веществ не более 8 мг/л, цветность не более 30 градусов и перманганатную окисляемость не более 7 мг O_2 /л. Такие требования обусловлены тем, что органические примеси способны быстро загрязнять дорогостоящие ионообменные смолы, и эти загрязнения часто оказываются необратимыми, происходит так называемое «отравление смол». Органические примеси поверхностных вод в основном представлены гуматами и фульватами.

Таким образом, совершенствование технологических приемов удаления из природных вод органических загрязнений природного и техногенного происхождения позволит более широко использовать поверхностные источники для водоснабжения, в частности для водоснабжения промышленных предприятий.

Эксперименты по окислительной очистке природных поверхностных вод проводились на модельных растворах и реальной речной воде, отобранной в реке Мухавец. В качестве модельных растворов использовалась почвенная вытяжка, разбавленная разным количеством дистиллированной воды для симуляции природных вод с различным уровнем окрашенности (40 и 80°). Почва для приготовления вытяжки забиралась в пойме р. Мухавец, поэтому использованные вытяжки хорошо отражают состав природных вод Брестского региона. Нами было проведено три серии экспериментов по окислительной очистке растворов, моделирующих природные воды, с разным уровнем цветности. Эксперименты по окислению проводились при постоянном перемешивании в темноте. Цветность проб измерялась фотометрически при длине волны 413 нм, калибровка прибора была выполнена по бихромат-кобальтовой шкале.

Для первой серии экспериментов по окислению был выбран метод прямого окисления пероксидом водорода. В качестве реакционного сосуда использовалась коническая колба из термостойкого стекла. Эксперименты проводились при комнатной температуре и при pH в интервале 7-8. Нами было проведено 2 этапа эксперимен-

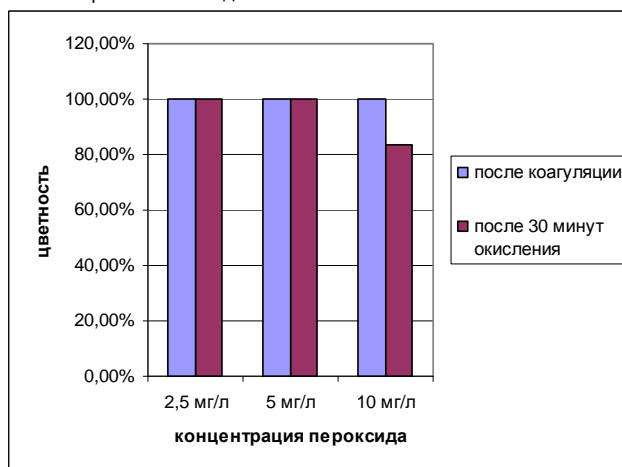
тов по окислительной очистке пероксидом: на первом этапе модельные растворы водного гумуса окислялись пероксидом без предварительной коагуляции, на втором этапе модельные растворы подвергались окислению после коагуляции при помощи сульфата алюминия. Нами были испытаны 3 концентрации пероксида водорода – 2,5 мг/л, 5 мг/л и 10 мг/л.

Во второй серии экспериментов окисление гуминовых веществ проводилось при помощи озона. Эксперименты проводились без освещения в установке для озонирования, состоящей из стеклянного цилиндра, в котором находилась реакционная смесь и в который озон в виде мелких пузырьков подавался на дно озонатора Platon 10/2, подающего озон в систему через озонмер Медозон 254/5. Эксперименты проводились при комнатной температуре и при pH в интервале 7-8. Во второй серии эксперименты были проведены в 2 этапа – на первом этапе озонирование проводилось без предварительной коагуляции, на втором – после коагуляции с сульфатом алюминия, оптимальная доза коагулянта была определена предварительно.

В третьей серии экспериментов были проведены исследования по совместному окислению гуминовых веществ в модельных растворах при помощи пероксида водорода и озонирования. Эксперименты проводились без освещения, при pH 7, пероксид вводился в систему непосредственно перед началом озонирования.

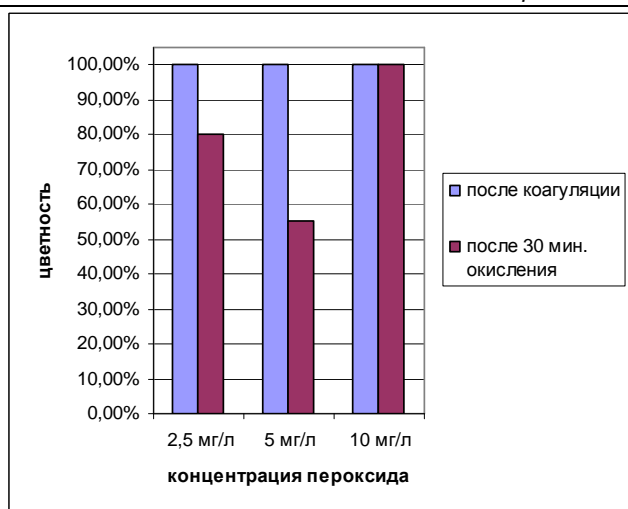
После этого в оптимальных условиях, обеспечивающих наиболее эффективную очистку, были проведены два эксперимента для изучения кинетики процесса. Для этого почвенная вытяжка была разделена на две фракции, одна из которых представляет собой гуминовые кислоты, вторая – фульвокислоты. Оба раствора были подвергнуты коагуляции (оптимальная доза коагулянта была установлена соответственно уровню цветности), а затем окислению. На заключительном этапе коагуляции с последующим окислением была подвергнута речная вода, забранная в реке Мухавец.

По итогам первого этапа экспериментов по окислению водного гумусаозоном можно заключить, что окисление гуминовых веществ пероксидом водорода без предварительной коагуляции не эффективно при любом уровне цветности модельных растворов водного гумуса. Окисление остаточной цветности после предварительной коагуляции проводилось после фильтрации модельных растворов. Окисление остаточной цветности оказалось неэффективным для вод с большей цветностью (около 80 град) при любой дозе пероксида водорода (рис. 2). Для вод с меньшей цветностью (около 40 град) окисление остаточной цветности пероксидом явилось более эффективным (рис. 3). Были испытаны три концентрации пероксида водорода – 2,5 мг/л, 5 мг/л и 10 мг/л. Наиболее эффективной из исследованных концентраций оказалась концентрация в 5 мг/л пероксида водорода. Концентрация 10 мг/л водорода проявила наименьшую эффективность, что может быть связано с образованием промежуточных окрашенных соединений.



За 100% принята начальная цветность проб.

Рис. 2. Эффективность окисления пероксидом водорода модельных растворов водного гумуса с высокой цветностью (около 80 град) с предварительной коагуляцией

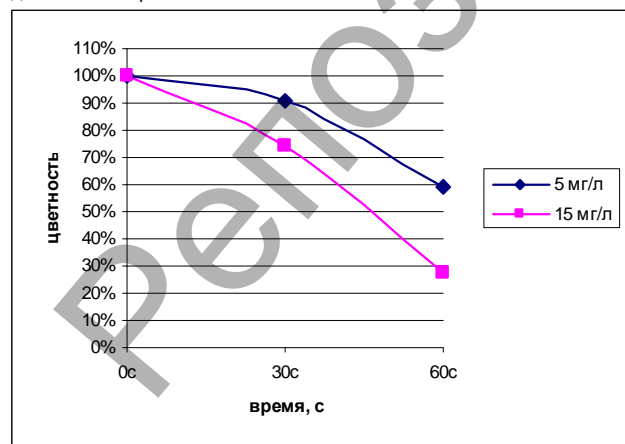


За 100% принята начальная цветность проб.

Рис. 3. Эффективность окисления пероксидом водорода модельных растворов водного гумуса с низкой цветностью (около 40 град) с предварительной коагуляцией

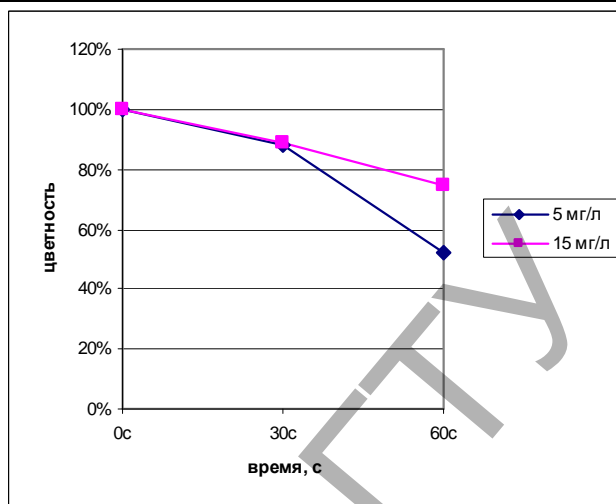
Обобщив результаты экспериментов по окислению пероксидом водорода для модельных растворов водного гумуса с разным уровнем цветности, можно заключить, что этот метод не может быть использован как основа промышленного способа очистки поверхностных вод, т. к. содержание гуминовых веществ в течение года в природных водах существенно варьирует, а окисление пероксидом не дает гарантированных результатов снижения цветности. К. Ikehata и др. (2006) также отмечает, что окисление пероксидом не эффективно для окрашенных водных растворов без введения катализатора [2]. А. Matilainen и др., [3] W. Songa и др. [4], а также ряд других авторов, рассматривают возможность использования пероксида водорода совместно с ультрафиолетовым излучением для разрушения органических веществ, встречающихся в природных поверхностных водах, но не в качестве индивидуального окислителя. Таким образом, результаты нашего эксперимента не противоречат данным других научных исследований.

На первом этапе изучения эффективности озонирования для удаления водного гумуса было испытано 2 концентрации озона в пробах модельных растворов – 5 и 15 мг/л озона. Эксперименты проводились без освещения, пробы отбирались через 30 и 60 с после начала озонирования. Как видно из рисунков 4 и 5, цветность испытанных растворов значительно понизилась в ходе данных экспериментов, однако полное обесцвечивание не было достигнуто ни в одном из экспериментов.



Концентрация озона 5 и 15 мг/л соответственно, за 100% принята начальная цветность проб

Рис. 4. Результаты окисления озонном модельных растворов водного гумуса с низким уровнем цветности без предварительной коагуляции



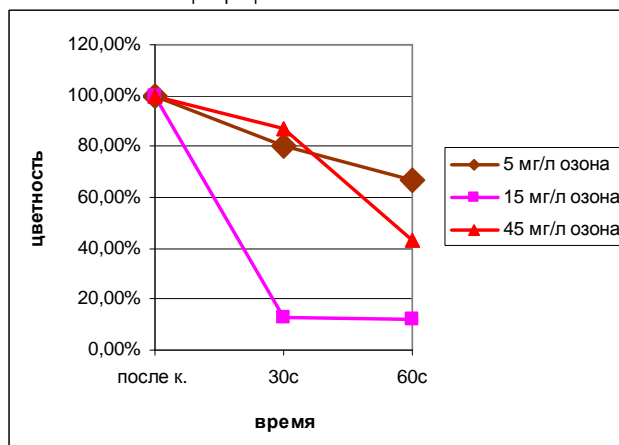
Концентрация озона 5 и 15 мг/л соответственно, за 100% принята начальная цветность проб

Рис. 5. Результаты окисления озонном модельных растворов водного гумуса с высоким уровнем цветности без предварительной коагуляции

Наиболее эффективным оказалось применение концентрации в 15 мг/л при очистке вод с относительно более низким уровнем цветности (удалось снизить цветность раствора на 72%). В эксперименте с модельным раствором с относительно более высоким уровнем цветности степень очистки была ниже и составила от 25,71% до 47,52%.

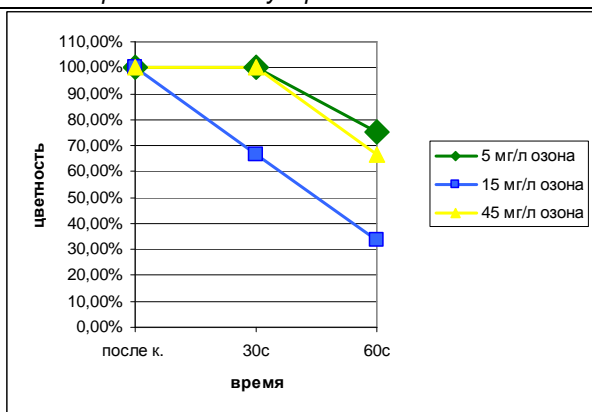
На втором этапе эксперименты по окислительной очистке озонированием были проведены после предварительной коагуляции модельных растворов водного гумуса. Озонирование проводилось без освещения при концентрациях озона соответственно 5, 15 и 45 мг/л, пробы отбирались через 30 и 60 секунд после начала эксперимента.

Как видно из рисунков 6 и 7, окислительная очистка модельных растворов водного гумуса озонированием с предварительной коагуляцией – достаточно эффективный метод снижения цветности. Остаточная цветность после коагуляции значительно снижается в течение 60 секунд. Наименьшую эффективность имеет окисление озонном при концентрации 5 мг/л, остаточная цветность составляет при этой концентрации 21,28% для растворов со средней цветностью и 7,14% для растворов с высокой цветностью от начальной цветности до коагуляции при озонировании в течение 60 с, или 66,67% и 75% соответственно от цветности модельных растворов после коагуляции. Дальнейшее окисление озонном (300 секунд) снижает эти показатели до 10,64% и 1,19% соответственно. Наибольшую эффективность окисления остаточной цветности после коагуляции показали эксперименты с использованием концентрации в 15 мг/л.



За 100% принята остаточная цветность после коагуляции

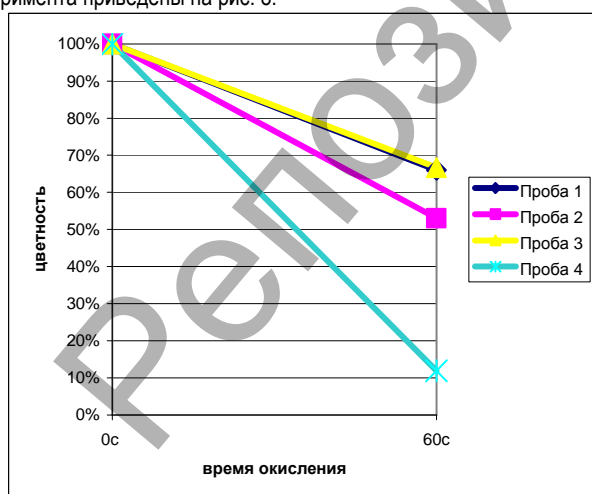
Рис. 6. Результаты окисления озонированием модельных растворов водного гумуса с низкой цветностью после предварительной коагуляции



За 100% принята остаточная цветность после коагуляции
Рис. 7. Результаты окисления озонированием модельных растворов водного гумуса с высокой цветностью с предварительной коагуляции

В литературе имеется множество данных по использованию озона в качестве окислителя для разрушения разнообразных органических веществ, в том числе и природных органических веществ, встречающихся в поверхностных водах, и гуминовых кислот. Большинство авторов отмечает, что озонирование – эффективный метод окислительной очистки [5, 6, 7, 8]. Однако его эффективность во многих случаях может быть повышена за счет прибавления реагентов, повышающих число свободных радикалов в реакционной смеси, либо за счет ультрафиолетового излучения [5, 6]. В проведенных нами экспериментах озон показал достаточно высокую эффективность как индивидуальный окислитель, однако мы не исключаем возможности, что эффективность такой очистки может быть повышена за счет ультрафиолетового излучения либо прибавления катализаторов. Данный вопрос требует дальнейшей, более детальной разработки, которая не могла быть выполнена в ходе данного исследования ввиду временных ограничений.

По результатам двух серий экспериментов, описанных выше, был проведен эксперимент по совместному окислению при помощи озона и пероксида водорода. Целью эксперимента было выяснить, возможно ли снизить концентрацию применяемого озона за счет прибавления пероксида водорода, а значит, в последующем снизить финансовые затраты на окислительную очистку. Для данного эксперимента были использованы модельные растворы почвенной вытяжки с высоким начальным уровнем цветности (около 80°), которые были сначала подвергнуты коагуляции, а затем окислению озоном совместно с пероксидом водорода (при концентрации озона 5 мг/л и концентрациях пероксида водорода 5 и 50 мг/л). Результаты эксперимента приведены на рис. 8.

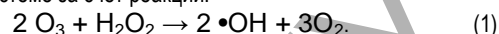


Проба 1–5 мг/л озона и 5 мг/л пероксида, проба 2–5 мг/л озона и 50 мг/л пероксида, проба 3–5 мг/л озона, проба 4–15 мг/л озона; за 100% принята остаточная цветность после коагуляции

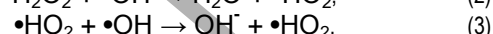
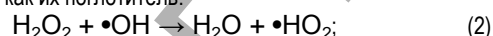
Рис. 8. Сравнение эффективности окислением модельных растворов водного гумуса при помощи пероксида водорода, озонирования и совместного воздействия озона и пероксида

Как видно из приведенного рисунка, совместное окисление пероксидом водорода и озоном не дает существенного увеличения степени очистки по сравнению с окислительной очисткой только озонированием при такой же концентрации, поэтому целесообразным будет использовать для окислительной очистки только озон в более высокой концентрации.

Литературные данные по этому вопросу достаточно противоречивы. С одной стороны, совместное использование пероксида водорода и озона может привести к увеличению числа гидроксильных радикалов в системе за счет реакции:

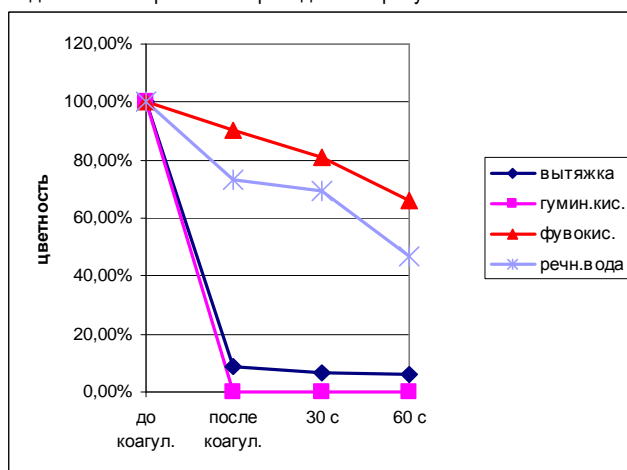


Таки образом, увеличение числа гидроксильных радикалов в системе должно привести к ускорению разложения органических загрязнителей. Однако с другой стороны, пероксид водорода может выступать не только как источник дополнительных гидроксильных радикалов, но и как их поглотитель:



В таком случае степень воздействия на органические загрязнители может не только не улучшиться, но и снизиться за счет поглощения гидроксильных радикалов [5, 6]. В проведенных нами экспериментах наблюдается лишь незначительное (в 1% при прибавлении 5 мг/л пероксида водорода и в 14% при прибавлении 50 мг/л) улучшение степени очистки, что, по-видимому, определяется равновесием между двумя вышеназванными процессами. Предположительно, равновесие можно сместить в сторону преимущественного образования $\cdot OH$ путем повышения pH [5], однако это потребует приведения pH к нейтральному в дальнейшем (после очистки), поэтому целесообразность такого способа решения проблемы вызывает существенные сомнения.

Для изучения кинетики процесса окисления водного гумуса озоном было проведено 2 эксперимента, в которых почвенная вытяжка была разделена на 2 фракции (гуминовые и фульвокислоты), и каждая из фракций была подвергнута коагуляции в оптимальных соответствующих условиях и последующему озонированию. Кроме того, был проведен эксперимент с природной поверхностной водой, забранной в реке Мухавец, в оптимальных по итогам экспериментов с модельными растворами условиях (коагуляция с последующим озонированием при концентрации 15 мг/л озона). Результаты данных экспериментов приведены на рисунке 9.



За 100% принята цветность до коагуляции

Рис. 9. Сравнение эффективности окислительного обесцвечивания озонированием модельных растворов водного гумуса и природных поверхностных вод

Как видно из данного рисунка, коагуляция оказалась наиболее эффективной для модельных растворов на основе почвенной вытяжки и раствора гуминовых кислот (за счет коагуляции цветность раствора гуминовых кислот снизилась до нуля), на раствор фульвокислот коагуляция оказала незначительное влияние и, наконец, для

речной воды несколько снизила цветность (на 26,67%), но эффективность ее явно не достаточна для последующего использования воды в промышленности или в хозяйственно-бытовых целях. Причина такой разбежки результатов очевидна: гуминовые кислоты как более высокомолекулярные вещества легче поддаются коагуляции; фульвокислоты, являясь относительно более низкомолекулярными веществами, коагуляции поддаются хуже. Природные воды же представляют собой смесь двух этих компонентов.

Озонирование в течение 60 секунд понизило цветность всех трех испытанных растворов (раствор гуминовых кислот, обесцвеченный коагулированием, озонированию не подвергался). Для почвенной вытяжки остаточная цветность составила 5,95% от начальной цветности, для раствора фульвокислот 66,15% и для речной воды 46,67%. Таким образом, цветность раствора гуминовых кислот понизилась от 41° до 0° еще на этапе коагуляции, цветность раствора фульвокислот в ходе двух этапов очистки снизилась от 17° до 11°, цветность раствора почвенной вытяжки снизилась от 70° до 10°, наконец, цветность речной воды снизилась от 15° до 7°.

Заключение. На основе полученных данных можно сделать вывод, что окислительная очистка озонем совместно с предварительной коагуляцией является эффективным методом снижения цветности поверхностных природных вод. Кроме того, по виду кривой, представляющей снижение цветности в речной воде, можно заключить, что значительная часть природного гумуса в ней приходится на фульвокислоты, т. к. они плохо поддаются коагуляции и более трудно окисляются озонем. Этот факт можно объяснить исходя из того, что процесс окисления озонем является рН зависимым. В данном исследовании все эксперименты проводились при рН в пределах 7-8, поэтому, скорее всего, имело место некоторое равновесие между прямым воздействием озона на водный гумус и образованием гидроксильных радикалов с преобладанием последнего процесса (т. к. рН в слабощелочной области). Наиболее вероятными продуктами разрушения фульвокислот при воздействии озона (точнее, гидроксильных радикалов) будут более низкомолекулярные карбоновые кислоты, дальнейшее их окисление будет приводить к постепенной их минерализации. Н. Suty и др. (2004) отмечают хорошую эффективность озона для окисления летучих низкомолекулярных соединений, таких как алканы и алкены [9]. Таким образом, низкомолекулярные карбоновые кислоты, образующиеся при разрыве связей в мо-

лекуле фульвокислоты, могут подвергнуться полной минерализации. Более высокомолекулярные карбоновые кислоты, содержащие ароматический остаток, будут трудно подвергаться дальнейшему окислению, однако сами по себе не являются токсичными компонентами.

СПИСОК ЦИТИРОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Состояние природной среды Беларуси: экол. бюл., 2009 / Под ред. В.Ф. Логинова. – Мн., 2010.
2. Ikehata, K. Aqueous pesticide degradation by hydrogen peroxide/ultraviolet irradiation and Fenton-like oxidation processes: a review / K. Ikehata, M. Gamal El-Din // Academic Research Library: Journal of Environmental Engineering and Science. – 2006. – P. 81–135.
3. Removal of natural organic matter from drinking water by advanced oxidation processes / A. Matilainen and M. Sillanpää // Chemosphere. Volume 80, Issue 4. – 2010. – P. 351–365.
4. Songa, W. Process optimization using a kinetic model for the ultraviolet radiation-hydrogen peroxide decomposition of natural and synthetic organic compounds in groundwater / W. Songa, V. Ravindrana, M. Pirbazari // Chemical Engineering Science. Volume 63, Issue 12. – 2008 – P. 3249–3270.
5. Kurniawan, T.A. Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate / T.A. Kurniawan, W.-H. Lo, G.Y.S.Chan // Chemical Engineering Journal, 125(2006). – Elsevier, 2006 – P. 35–57.
6. Pera-Titus, M. Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review / M. Pera-Titus, V. Garcia-Molina, M.A. Baños, J. Giménez, S. Esplugas // Applied Catalysis B: Environmental, 47(2004). – Elsevier, 2004. – P. 219–256.
7. Chiron, S. Review paper. Pesticide chemical oxidation: state-of-the-art / S. Chiron, A. Fernandez-Alba, A. Rodriguez, E. Garcia-Calvo // Water Research. Vol. 34, No.2. – Great Britain: Elsevier, 2000. – P. 366–377.
8. Imaia, D. Degradation of natural organic matter by ozone-initiated radical reactions / D. Imaia, A.H.A. Dabwanb, S. Kanecoa, H. Katsumataa, T. Suzukic, T. Katob and K. Ohta // Chemical Engineering Journal. Volume 148, Issues 2-3. – 2009. – P. 336-341.
9. Suty, H. Applications of advanced oxidation processes: present and future / H. Suty, C. De Traversay, M. Cost // Water Science and Technology. Vol. 49, No 4. – IWA Publishing, 2004. – P. 227–233.

Материал поступил в редакцию 11.04.11

ZHYTSIANIOV B.N., BULSKAYA I.V. Natural surface water organic matter aftertreatment with ozonation

Since 90-th the usage of surface waters in Belarus is decreasing, instead the usage of potable quality artesian waters for industrial needs is growing up. Such irrational potable water usage leads to increased cost of produced goods. Surface waters are easily available, softer, and have lower mineralization than underground water, that is why they are more suitable for industry needs. But for industrial application surface water should be treated because requirements to its quality are strict. Traditional water treatment methods such as coagulation are often not sufficient for treatment of such natural organic water components as humic and fulvic acids. The goal of this study was to investigate the effect of two oxidation processes as a post-treatment step – hydrogen peroxide oxidation and ozonation. Experiments were made with model solutions of different coloration degree, prepared from soil extract by dilution to obtain color of 40 and 80 degrees. As the final step the experiment in optimal conditions was made with real surface water, sampled from Muhovets river.

УДК 628.316

Белов С.Г., Наумчик Г.О.

РАЗРАБОТКА МЕТОДА ТОЧНОГО ДОЗИРОВАНИЯ ВЫСОКИХ УДЕЛЬНЫХ ДОЗ ОЗОНА ПРИ ОБРАБОТКЕ ВОДЫ

Введение. На кафедре ВВиОВР Брестского государственного технического университета под руководством к.т.н., доцента Житенева Б.Н. осуществляются разработки перспективных технологий и сооружений для очистки природных и сточных вод. Одним из

направлений исследований являются разработка озонных технологий очистки. При разработке технологий очистки и обеззараживания природных и сточных вод методом озонирования ключевое значение имеет применяемая удельная доза озона. Однако точное установле-

Белов Сергей Григорьевич, к.т.н., доцент кафедры водоснабжения, водоотведения, охраны водных ресурсов Брестского государственного технического университета.

Наумчик Григорий Остапович, ассистент кафедры водоснабжения, водоотведения, охраны водных ресурсов Брестского государственного технического университета.

Беларусь, БрГТУ, 224017, г. Брест, ул. Московская, 267.

Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика и геоэкология