

УДАЛЕНИЕ ВОДНОГО ГУМУСА ПРИ ПОМОЩИ ОЗОНИРОВАНИЯ

Житенев Б.Н., Бульская И.В. *

Учреждение образования «Брестский государственный технический университет», г. Брест, Республика Беларусь, gitenev@tut.by; * Учреждение образования «Брестский государственный университет имени А.С. Пушкина», г. Брест, Республика Беларусь, ina_86@bk.ru

Humic substances present in nature waters are the rezone of unpleasant taste and odor, they interfere water purification and fasten corrosion processes. The goal of this study was to investigate the efficiency of oxidation with ozonation and both ozone and hydrogen peroxide together with and without pretreatment coagulation step for humic substances destruction.

Введение

Начиная с 90-х годов, в Беларуси снижается потребление поверхностных вод и возрастает потребление артезианских вод питьевого качества для промышленных целей [1]. Поверхностные воды мягче и имеют меньшую минерализацию. Однако для использования в промышленности поверхностные воды должны подвергаться тщательной очистке. Например, вода, используемая в теплоснабжении, должна иметь низкую жесткость и соленость. Для очистки воды в теплоснабжении используют ионный обмен, а для этого вода должна иметь низкие значения цветности и ХПК, т.к. органические вещества быстро загрязняют ионообменные смолы, и такие смолы уже не могут быть восстановлены. Органические вещества, содержащиеся в природных поверхностных водах, представлены в основном гуминовыми и фульвокислотами. Развитие методов глубокой очистки поверхностных вод от органических веществ является необходимым условием для их использования в промышленных целях.

Основная часть

Эксперименты по очистке от гуминовых веществ проводились с модельным раствором и речной водой, отобранной из р. Мухавец. Модельные растворы приготавливались из почвенной вытяжки, разбавлением разными количествами дистиллированной воды для достижения цветности в 40 и 80 ° (бихромат-кобальтовая шкала). Цветность измерялась фотометрически при длине волны 413 нм.

Результаты озонирования модельных растворов водного гумуса без предварительной коагуляции представлены на рис. 1 (А и Б). Цветность протестированных проб заметно снизилась во всех экспериментах, однако достаточно низкого уровня цветности достигнуть не удалось. На рис. 2 (А и Б) представлены результаты озонирования модельных растворов с предварительной коагуляцией. Наиболее эффективной из трех исследованных оказалась концентрация в 15 мг/л озона. В результате коагуляции с последующим озонированием у модельных растворов с начальной цветностью в 40 ° цветность снизилась до 2,38 % от начальной до коагуляции и до 5,95 % от начальной у модельных растворов с начальной цветностью 80 °. Т.к. все эксперименты проводились при рН в пределах 7–8, то наиболее вероятно, что в ходе озонирования преобладал процесс формирования гидроксил-радикалов с последующим разрушением водного гумуса над процессом прямого взаимодействия озона с целевыми компонентами [2, 3].

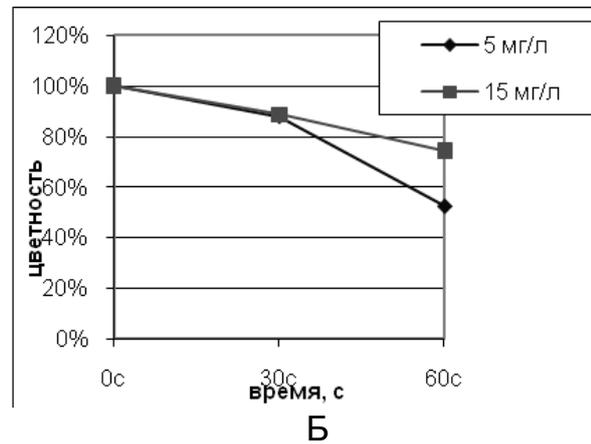
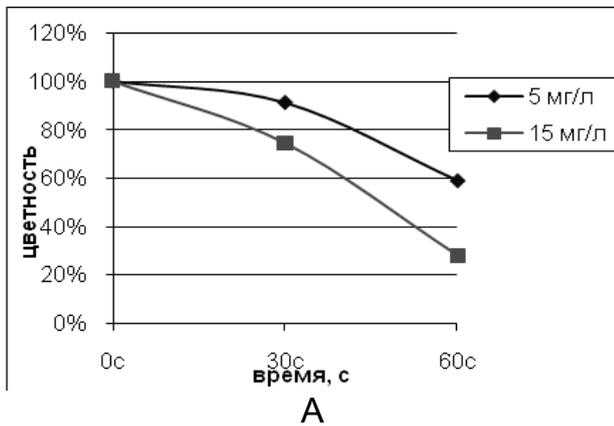


Рисунок 1 – Озонирование модельных растворов водного гумуса (А – цветность 40°, Б – 80°) без предварительной коагуляции. За 100% принята цветность проб до очистки, эксперименты проведены при комнатной температуре и pH в пределах 7-8 без освещения

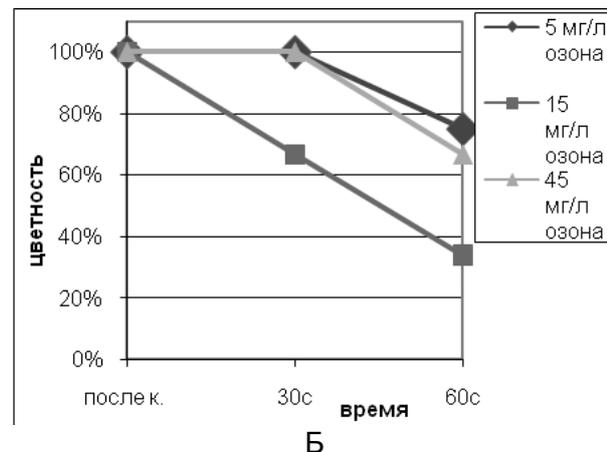
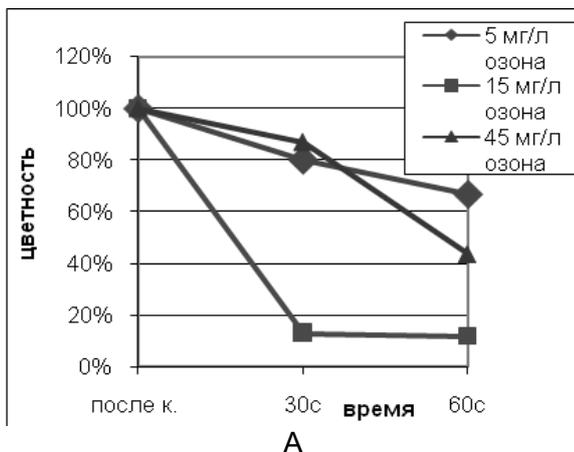


Рисунок 2 – Озонирование модельных растворов водного гумуса (А – цветность 40°, Б – 80°) после предварительной коагуляции. За 100% принята цветность проб после коагуляции и фильтрации, эксперименты проведены при комнатной температуре и pH в пределах 7-8 без освещения. Коагуляция проведена по стандартной методике с предварительным определением оптимальной дозы коагулянта (сульфата алюминия)

Совместное использование пероксида водорода и озона не дало значимого повышения эффективности удаления водного гумуса в сравнении с использованием одного озонирования (рис. 3). Таким образом, из трех исследованных нами методов наиболее эффективным можно считать озонирование с предварительной коагуляцией при концентрации озона 15 мг/л.

Для изучения кинетики процесса удаления водного гумуса почвенная вытяжка была разделена на 2 фракции – гуминовые и фульвокислоты. Каждая фракция была подвергнута коагуляции, фильтрации и озонированию при концентрации озона в 15 мг/л. Такой же очистке были подвергнуты пробы речной воды, забранной в р. Мухавец. Результаты названных экспериментов представлены на рис. 4. Коагуляция оказалась наиболее эффективной для раствора гуминовых кислот (цветность снизилась до 0 %) и модельного раствора. Наименьшую эффективность этап коагуляции имел для растворов фульвокислот. Этот факт может быть объяснен тем, что гуминовые кислоты являются более высокомолекулярными соединениями и легко поддаются коагуляции, фульвокислоты как более низкомолекулярные соединения устойчивее к коагуляции. Озонирование в течение 60 с существенно снизило цветность всех проб (рис. 4). Остаточная цветность почвенной вытяжки составила 5,95 % от на-

чальной цветности (т.е. снизилась от 70 до 10 °), остаточная цветность раствора фульвокислот составила 66, 15 % от начальной (снизилась от 17 до 11 °), для речной воды остаточная цветность составила 46,67 % от начальной (снизилась от 15 до 7 °).

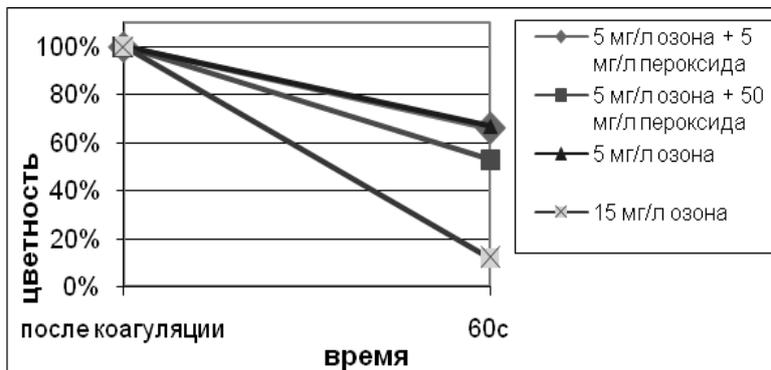


Рисунок 3 – Сравнение эффективности очистки модельных растворов водного гумуса при помощи озона и озона совместно с пероксидом водорода. Эксперименты проводились при комнатной температуре и pH в пределах 7–8 без освещения. Пероксид добавлялся непосредственно перед началом озонирования

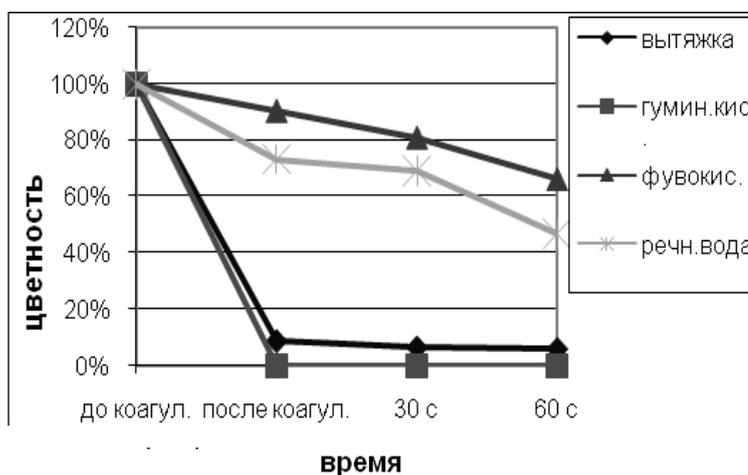


Рисунок 4 – Сравнение эффективности озонирования с предварительной коагуляцией модельного раствора почвенной вытяжки (цветность 70 °), раствора гуминовых кислот, фульвокислот и речной воды. Все эксперименты проводились при комнатной температуре, без освещения. В качестве коагулянта использован сульфат алюминия. За 100 % принята начальная цветность каждой пробы

Абсорбция ультрафиолетового излучения при длине волны 254 нм значительно уменьшилась после коагуляции и не повысилась после озонирования как в модельных растворах, так и в пробах речной воды. Это свидетельствует о том, что фенольные компоненты скорее всего не образуются в изучаемом процессе очистки. Качественные тесты на обнаружение фенолов, гликолей, карбонильных и карбоксильных групп показали наличие только карбоксильных групп в изученных пробах после очистки.

Заключение

По итогам проведенных экспериментов можно заключить, что озонирование с предварительной коагуляцией – эффективный метод уменьшения цветности природных вод, который может быть использован как основа промышленной технологии водоочистки. Анализируя график, представляющий очистку речной воды, можно заключить, что значительная часть водного гумуса представ-

лена фульвокислотами. Наиболее вероятными продуктами распада водного гумуса являются низкомолекулярные органические кислоты.

Список цитированных источников

1. Состояние природной среды Беларуси : экол.бюл., 2009 г.; под ред. В.Ф. Логинова. – Минск, 2010.
2. Kurniawan T.A. (2006) Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate // Kurniawan T.A., Lo W.-H., Chan G.Y.S. – Chemical Engineering Journal, 125, Elsevier – P. 35–57.
3. Pera-Titus M., Garc'ia-Molina V., Baños M.A., Giménez J., Esplugas S., (2004) Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review, Applied Catalysis B: Environmental, 47. – P. 219–256.

УДК 628.3:620.97

РЕГУЛИРОВАНИЕ ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМА СТОЧНЫХ ВОД ДЛЯ ОПТИМИЗАЦИИ ПРОЦЕССА ИХ ОЧИСТКИ

Кизеев Н.Д.

Национальный университет водного хозяйства и природопользования, г. Ровно, Украина, m.d.kizeev@nuwm.rv.ua

The main dependence of the effect of wastewater treatment from their temperature is described. Examples of the use of methods and equipment for regulate the temperature of the wastewater in wastewater treatment plant are given.

Введение

Температура сточных вод (СВ) является важным параметром, влияющим на процессы, происходящие на канализационных очистных сооружениях (КОС): растворимость химических веществ, скорость химических и биохимических реакций, скорость оседания взвешенных веществ при отстаивании, интенсивность обмена веществ у организмов активного ила (АИ), потребление растворенного кислорода, а, следовательно, и на эффективность процесса очистки СВ. Температура городских СВ находится в пределах 6–30 °С, меняется по сезонам года и даже на протяжении суток. Факторами, влияющими на температуру СВ, являются: вид источника водоснабжения, климатические условия, степень благоустройства зданий, горячее водоснабжение и наличие теплых производственных СВ, сбрасываемых в городскую канализацию [1].

Основная часть

Чем выше температура СВ, тем меньше их вязкость и больше скорость осаждения взвешенных веществ. В зимний период эффективность отстаивания в первичных отстойниках снижается на 20 %. При температуре СВ 4–4,4 °С время их отстаивания следует увеличивать на 40 % [1]. При охлаждении верхних слоев СВ в отстойниках возникают конвективные потоки, при которых восходящие скорости жидкости превышают скорости осаждения частиц загрязнений [2].

При понижении температуры СВ скорость биохимического окисления их уменьшается, но увеличивается растворимость воздуха в СВ, что уменьшает количество воздуха, необходимого для их аэрации. В связи с этим при очистке