

Новая технологическая схема очистки сточных вод с высокой концентрацией органических загрязнителей

А.С. Камруков, заведующий лабораторией, доцент, канд. техн. наук¹

Н.П. Козлов, заведующий отделом, профессор, д-р техн. наук¹

Д.О. Новиков, ведущий инженер¹

А.Ф. Селиверстов, старший научный сотрудник, канд. хим. наук²

¹Московский государственный технический университет имени Н.Э. Баумана

²Институт физической химии и электрохимии имени А.Н.Фрумкина РАН

e-mail: zerooo@list.ru

Ключевые слова:

гемоглобин,
деструкция,
импульсное ультрафиолетовое излучение,
органические соединения,
сточные воды.

В работе отражены новые научные и технологические подходы к обеспечению экологической безопасности современных производств жизненно важных биохимических веществ и препаратов. Представлены результаты экспериментальных исследований новой технологической схемы очистки сточных вод от высокомолекулярных органических соединений естественного и искусственного происхождения с использованием комбинированных методов, включая реагентные технологии, фильтрацию и жидкофазный фотоокислительный процесс деструкции загрязнений под действием высокоинтенсивного импульсного оптического излучения сплошного спектра. Определены оптимальные границы применимости каждого метода и предложена технологическая схема очистки сточных вод с высокой концентрацией органических загрязнителей для применения на биохимических и фармацевтических производствах.

1. Введение

В настоящее время биотехнологии и фармакология входят в число наиболее активно развивающихся отраслей промышленности. Однако их развитие приводит к резкому повышению нагрузки на очистные сооружения производственных комплексов из-за применения в технологических процессах больших концентраций (несколько граммов в литре и более) высокомолекулярных органических соединений. В настоящее время существуют различные технологии обработки воды [1]. Однако они не обеспечивают качественную, соответствующую современным эколого-гигиеническим требованиям [2] очистку сточных вод от подобных загрязнителей при эксплуатационно приемлемых технико-экономических показателях. Такая ситуация делает актуальным поиск новых научных и технологических подходов к обеспечению экологической безопасности современных производств жизненно важных биохимических веществ и препаратов.

В [3] рассмотрены основные физические особенности и потенциальные возможности нового метода фотохимической очистки воды от растворенных органических соединений. Этот метод основан на облучении загрязненной воды высокоинтенсивным импульсным УФ-излучением сплошного спектра. В качестве источников излучения использовались мощные импульсные ксеноновые лампы. В [4] на примере гемоглобин-содержащего водного раствора показана принципиальная возможность применения импульсного фотоокислительного процесса для очистки сточных вод, загрязненных растворенными органическими соединениями белковой природы. Однако содержание органики в проведенных экспериментах не превышало 1 г/л, что было связано со значительным снижением прозрачности раствора (увеличением его оптической плотности) при дальнейшем повышении концентрации загрязнителя.

Данная работа продолжает исследования, начатые в [4], и направлена на оптимизацию техноло-

гии с целью расширения диапазона применимости (концентрации загрязнителя от 1 г/л и более), повышения энергоэффективности и доведения ее до уровня опытно-промышленного внедрения. Решение этой задачи проводилось путем экспериментального поиска оптимальной комбинации реагентных, фильтрационных и фотоокислительных методов. Прикладная задача работы состояла в разработке эффективной технологической схемы очистки сточных вод небольшого фармакологического производства (с объемом стоков до 50 м³ в сутки) до уровня разрешенного сброса в системы централизованной канализации.

2. Экспериментальная установка и методики исследований

Опыты проводились на экспериментальном испытательном стенде. Он состоит из приемного бака объемом 5 л, циркуляционного насоса с расходом 150 л/ч, фотохимического реактора с активным (рабочим) объемом 0,1 л и блока питания лампы.

Фотохимический реактор представлял собой кварцевую трубу диаметром 45 мм с толщиной стенок 2 мм. Источник излучения устанавливался на оси кварцевой трубы. В установке реактор размещался вертикально, подвод и отвод воды осуществлялись через ½-дюймовые патрубки, размещенные в нижней и верхней частях реактора соответственно.

В качестве источника актиночного излучения в фотохимическом реакторе использовалась импульсная трубчатая ксеноновая лампа ИНП-7/80 (внутренний диаметр кварцевой колбы 7 мм, межэлектродное расстояние – 80 мм, начальное давление ксенона – 400 мм рт. ст.) с электрической энергией вспышки 70 Дж, длительностью импульса ~70 мкс и частотой следования вспышек 3 Гц. Яркость температура лампы в коротковолновой УФ-области спектра ($\Delta\lambda=200...300$ нм) составляла 8500 ± 500 К, его доля в суммарном эмиссионном спектре ~12%. Спектр излучения лампы в области $\lambda=200...2700$ нм преимущественно сплошной. Эффективность преобразования запасенной электрической энергии в излучение ~50%.

Объектом исследования были водные растворы гемоглобина. Такой выбор обусловлен как широким распространением этого белка, так и его достаточно высокой репрезентативностью. Для экспериментов готовились образцы растворов белка в дистиллированной воде с фиксированной исходной концентрацией. Затем образцы подвергались процессу коагуляции различными веществами – оксихлоридом алюминия $Al_2(OH)_5Cl$ и сульфатом железа $Fe_2(SO_4)_3$ – при значениях водородного показателя pH в диапазоне 5–10 и последующей фильтрации. Полученный таким образом фильтрат подвергался импульсной

фотохимической обработке, в том числе с добавлением в приемную емкость известного количества пероксида водорода. Известно, что введение пероксида водорода в раствор, обрабатываемый УФ-излучением, значительно повышает эффективность процессов фотоокисления [5]. Время обработки варьировалось, что позволяло исследовать влияние дозы облучения на эффективность разложения.

Каждая проба исследовалась на спектрофотометре СФ-2000 с целью определить ее оптические характеристики и разработать в дальнейшем методику оценки остаточной концентрации оптическим методом. Также проводился анализ остаточной концентрации перекиси водорода для определения оптимальной величины ее добавления перед обработкой. Концентрация перекиси водорода определялась спектрофотометрическим методом на спектрофотометре СФ-2000 по оптической плотности ее комплекса с Ti^{4+} по методике, описанной в [6].

Суммарное содержание в воде органических веществ контролировалось по значению показателя химического потребления кислорода (ХПК), который в настоящее время считается одним из наиболее информативных показателей антропогенного загрязнения вод. Этот показатель широко используется при контроле качества природных вод, исследовании сточных вод и т.д.[2]. В данной работе показатель ХПК определялся с использованием прибора «ЭКО-ТЕСТ – 120 – ХПК – автомат».

3. Результаты экспериментов

Для удобства анализа и интерпретации полученных результатов на первом этапе исследований была определена зависимость показателя ХПК от начальной концентрации гемоглобина в водном растворе. Для этого был приготовлен исходный раствор гемоглобина в дистиллированной воде с концентрацией $C_{Hem} = 5,0$ г/л, который в дальнейшем последовательно разбавлялся фиксированным количеством дистиллированной воды. В приготовленных таким образом пробах (всего было приготовлено 6 проб) определялся показатель ХПК. Результаты проведенных измерений представлены на рис. 1.

Как можно видеть из представленных данных, зависимость показателя ХПК от начальной концентрации гемоглобина и в диапазоне концентраций $C_{Hem} = 0...5$ мг/л с хорошей точностью (~5%) может быть представлена функцией:

$$ХПК \approx -85 \cdot C_{Hem}^2 + 1100 \cdot C_{Hem}$$

Применение фотоокислительных методов очистки воды для высококонцентрированных растворов, т.е. растворов с высокой оптической плотностью,

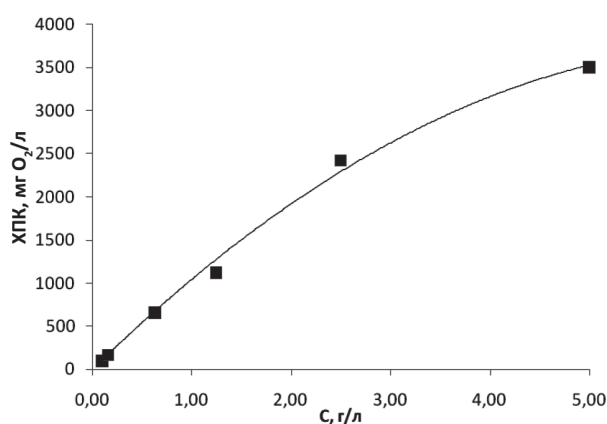


Рис. 1 Зависимость показателя ХПК от начальной концентрации гемоглобина в водном растворе в диапазоне исходной концентрации $C_{\text{Нем}} = 0 \dots 5,0$ мг/л

обычно ограничивается непропорциональным ростом энергозатрат, поэтому в данной работе было предложено осуществлять первичную обработку раствора коагулянтами с целью повышения его прозрачности.

Влияние кислотности среды на процесс коагуляции

Эффективность процесса коагуляции зависит от водородного показателя pH среды [7]. При этом область оптимальных pH может значительно различаться в зависимости от осаждаемого вещества. На рис. 2 для коагулянта на основе Fe(III) представлена зависимость остаточного ХПК раствора гемоглобина от pH раствора, при котором проводилась коагуляция.

Видно, что оптимум pH раствора для коагуляции гемоглобина находится в диапазоне 6,5–8,0. Это несколько необычно для процесса коагуляции солями

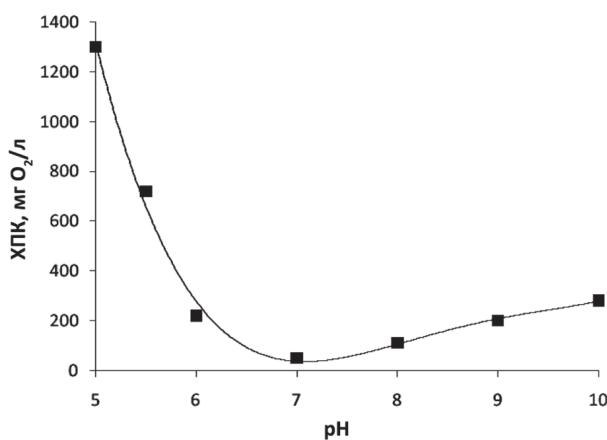


Рис. 2. Зависимость остаточного ХПК растворов гемоглобина от pH, при котором проводилась коагуляция (ХПК_{Кисл.} = 3500 мг/л, [Fe (III)] = 500 мг/л, [Нем] = 5,0 г/л)

железа (обычно >8,0) и может быть обусловлено тем, что в данном диапазоне находится изоэлектрическая точка гемоглобина, т.е. такое значение показателя pH, при котором молекула не несёт электрического заряда. При дальнейшем повышении pH наблюдается увеличение ХПК, связанное, по-видимому, с растворением осажденного белка щелочью и переходом его в раствор.

Влияние концентрации коагулянтов на осаждение гемоглобина в растворе

На рис. 3 представлена зависимость остаточного ХПК растворов гемоглобина от концентрации солей Fe(III) и Al(III). Можно видеть, что соли алюминия неэффективны в процессе осаждения гемоглобина из растворов. Даже при их концентрации 500 мг/л остаточное ХПК снижается лишь в 2,3 раза, а соли железа снижают этот показатель более чем на порядок.

Из приведенных данных видно, что наилучшие условия осаждения гемоглобина достигаются при концентрации коагулянта Fe(III) примерно 500 мг/л. Дальнейшее увеличение концентрации не приводит к заметному улучшению коагуляции. При снижении концентрации коагулянта Fe (III) ниже 250 мг/л остаточное ХПК раствора резко возрастает.

Влияние концентрации гемоглобина на его коагуляцию

На рис. 4 показано, как доза коагулянта (Fe(III)) зависит от концентрации гемоглобина в растворе при одинаковом остаточном ХПК (с точностью 5–7%).

Из представленных данных следует, что доза коагулянта Fe(III), необходимая для получения заданного значения ХПК, прямо пропорционально зависит от начальной концентрации гемоглобина в растворе – с уменьшением концентрации гемоглоби-

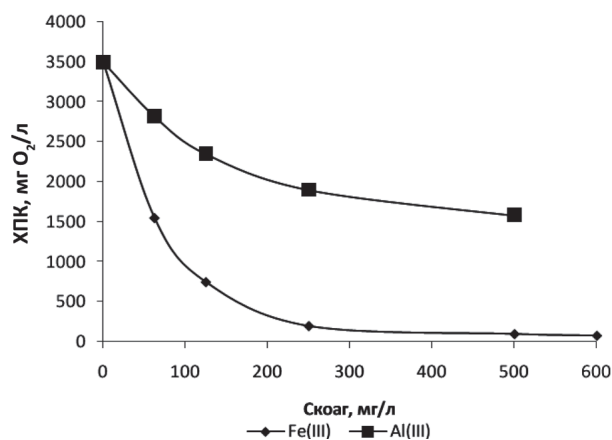


Рис. 3. Зависимость остаточного ХПК от концентрации Fe(III) и Al(III) (ХПК_{Кисл.} = 3500 мг/л, [Нем] = 5,0 г/л)

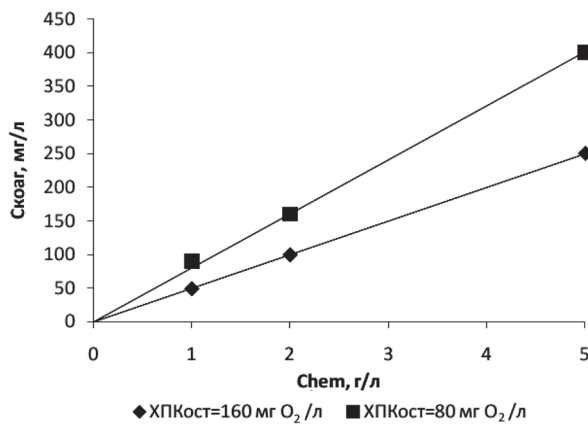


Рис. 4. Зависимость дозы Fe(III) от исходной концентрации гемоглобина

на пропорционально уменьшается доза коагулянта, необходимая для его удаления. Таким образом, оптимальная доза коагулянта, необходимая для осаждения гемоглобина из раствора с концентрацией 5 г/л (при оптимальном значении показателя рН=7,0), составляет 250–500 мг/л или 5–10% от исходной концентрации белка.

Приведенные результаты демонстрируют хорошую эффективность реагентных технологий очистки сточных вод от белковых соединений. Но, как показывают эксперименты, с увеличением концентрации коагулянта его эффективность снижается, что приводит к его повышенному расходу и, следовательно, снижает экономическую привлекательность реагентного метода. Это делает целесообразным привлечение других физико-химических технологий, в частности фотоокислительных методов очистки для решения рассматриваемой задачи. Важно отметить, что обработка сточной воды УФ-излучением помимо очистки от органических загрязнений приводит также к ее дезинфекции. Содержание микроорганизмов в стоках, как известно, строго регламентируется [2]. Импульсные фотоокислительные технологии характеризуются высокой биоцидной эффективностью в отношении широкого спектра микроорганизмов и вирусов [3]. В результате можно рассчитывать, что оптимальная комбинация реагентных и фотоокислительных методов может снизить общие затраты на очистку высококонцентрированных сточных вод.

4. Фотоокислительные технологии

Как показали проведенные исследования, в результате импульсной фотоокислительной обработки растворов гемоглобина, прошедших стадию предварительной коагуляции и фильтрации, наблюдается выпадение нерастворимого полупрозрачного осадка. Это может указывать на то, что основным механиз-

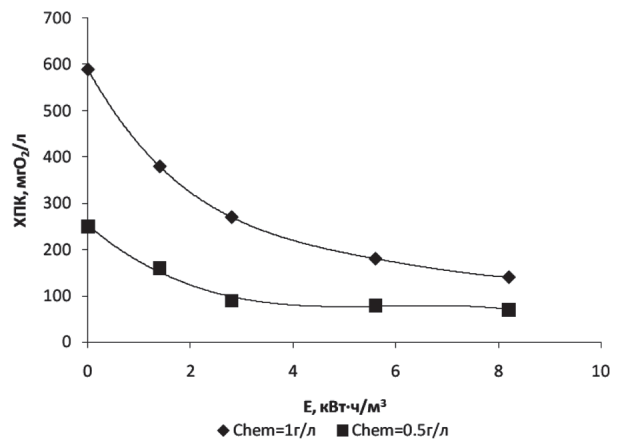
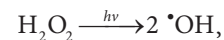
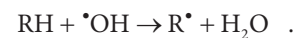


Рис. 5. ХПК_{исх} = 590 мг/л, [H₂O₂] = 0,42 г/л, [Нem] = 1,0 г/л

мом инактивации белка в данном случае является не процесс фотохимической деструкции белковой молекулы с образованием окисленных продуктов, а его денатурация, индуцированная химическими реакциями с участием радикалов – при УФ-облучении раствора, содержащего перекись водорода, образуются гидроксильные (*ОН) радикалы:



которые взаимодействуют с белковой молекулой (RH) в реакции:



Далее, по-видимому, происходит сшивка белка по образовавшимся радикалам с выпадением нерастворимого продукта.

Поскольку количество радикальных центров в белке, приводящее к эффекту денатурации, может

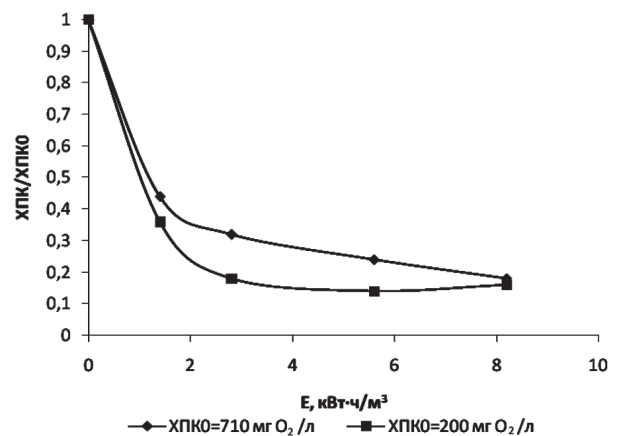


Рис. 6. Зависимость относительного снижения ХПК от энергетической дозы облучения.

быть относительно небольшим, необходимая для фотоокислительного процесса концентрация перекиси водорода также может быть невысокой.

Влияние концентрации перекиси водорода на фотоокисление гемоглобина.

На рис. 5 представлена зависимость изменения остаточного ХПК при начальной концентрации гемоглобина 1,0 и 0,5 г/л в фотохимическом процессе при исходной концентрации перекиси водорода ~0,42 г/л. Видно, что даже при этих сравнительно небольших относительных концентрациях пероксида водорода процесс фотохимической очистки протекает весьма эффективно: уже при удельных энергетических дозах $\epsilon \leq 1,5 \text{ кВт}\cdot\text{ч}/\text{м}^3$ наблюдается снижение ХПК приблизительно в 2 раза. При этом существенно, что концентрация пероксида в обработанном растворе снижается весьма незначительно – меньше, чем на 10%. Тот факт, что пероксид водорода в фотохимическом процессе расходуется незначительно, подтверждают и другие эксперименты, проведенные в широком диапазоне изменения относительной и абсолютной концентрации H_2O_2 .

$$\text{ХПК}_{\text{исх}} = 250 \text{ мг/л}, [\text{H}_2\text{O}_2] = 0,42 \text{ г/л}, [\text{Hem}] = 0,5 \text{ г/л}.$$

Неразложившийся в фотохимическом процессе пероксид водорода может давать существенный вклад в показатель ХПК обработанного раствора. Согласно проведенным измерениям, остаточная концентрация пероксида в гемоглобин-содержащих растворах на уровне 1000 мг/л дает увеличение ХПК раствора на ~300 мг O_2 /л. При этом в достаточно широком диапазоне изменения начальной концентрации H_2O_2 сохраняется линейная зависимость вклада H_2O_2 в показатель ХПК.

Как показали эксперименты, оптимальные значения начальной концентрации пероксида водорода составляют 10...30% от концентрации гемоглобина в растворе, подаваемом на фотохимическую обработку, т.е. прошедшего предварительную реагентную обработку. При этом исходный показатель ХПК в таком растворе не должен превышать 700 мг O_2 /л. При большей начальной концентрации H_2O_2 неразложившееся количество пероксида приводит к увеличению конечного значения ХПК, при меньшей – увеличиваются энергозатраты на фотохимическую деструкцию для достижения нормативного уровня снижения ХПК.

Влияние дозы облучения на фотоокисление гемоглобина.

На рис. 6 приведена зависимость относительного снижения ХПК от энергетической дозы облучения

для двух значений исходного ХПК в растворе 200 и 710 мг O_2 /л.

Видно, что после энергетической дозы облучения $\epsilon \sim 1,5 \text{ кВт}\cdot\text{ч}/\text{м}^3$ эффективность фотохимической очистки ($\eta = (1 - \text{ХПК}/\text{ХПК}_0) \times 100\%$) составляет 60...70%, а при дозе $\epsilon \sim 3 \text{ кВт}\cdot\text{ч}/\text{м}^3$ повышается до 70...85%. Дальнейшее увеличение дозы приводит к снижению темпа роста эффективности очистки. Причем существенно, что эффективность очистки в этом интервале удельного энергозатрата достаточно мало зависит от исходного значения ХПК раствора. Таким образом, энергетическая доза облучения, необходимая для достижения нормативных требований по уровню сброса стоков [2], составляет, согласно проведенным экспериментам, $\epsilon \approx 1,5...3 \text{ кВт}\cdot\text{ч}/\text{м}^3$ при возможном начальном значении $\text{ХПК}_0 = 350...500 \text{ мг}\text{O}_2/\text{л}$. В связи с этим в качестве проектной величины энергетической дозы фотохимической обработки стоков можно принять дозу $\epsilon = 3 \text{ кВт}\cdot\text{ч}/\text{м}^3$.

Технологическая схема процесса очистки сточных вод

Прикладной задачей проводимых исследований была разработка технологической схемы очистки сточных вод небольшого биохимического производства (с объемом стоков до 50 м³ в сутки). Одна из особенностей подобных производств в том, что основной объем загрязненной воды формируется не постоянно в течение всего процесса производства, а периодически, например в процессе промывки производственного оборудования, слива отработанного биологического материала и т.д. Требуемая степень очистки стоков определяется нормативными физико-химическими показателями воды для разрешенного сброса в системы централизованной канализации. К числу таких показателей относится химическое потребление кислорода – ХПК, предельное значение которого установлено на уровне 150 мг O_2 /л. На основе проведенных экспериментов была предложена следующая технологическая схема процесса очистки сточных вод от белоксодержащих органических соединений, в частности от растворенного гемоглобина (рис. 7).

Сточная вода поступает в приемный бак 1. После достижения половины объема бака поток сточной воды переключается на дублирующий бак 1а. Из бака 1 вода перекачивается насосом через смеситель 2 с пропеллерной мешалкой в камеру хлопьеобразования 3. В процессе перекачивания раствора через смеситель 2 в него из мерника 4 подается насосом-дозатором 7 раствор коагулянта – сернокислого железа. После заполнения камеры 3 производится корректировка водородного показателя рН раствора путем добавления некоторого количества щелочи с помощью насоса-дозатора 8. Требуемые значения

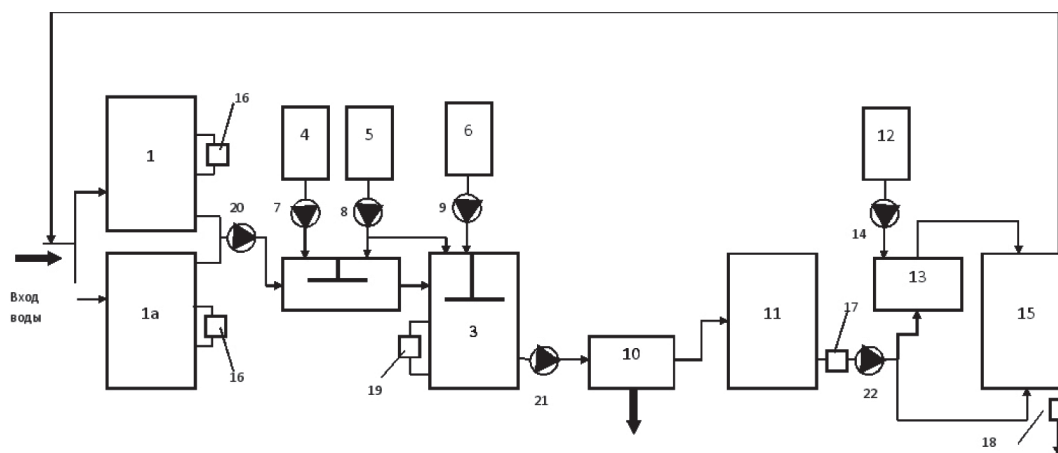


Рис. 7. Принципиальная схема процесса очистки сточных вод от гемоглобина:

1 – приемные емкости; 2 – смеситель; 3 – камера хлопьеобразования; 4 – мерник с раствором Fe (III); 5 – мерник с щелочным раствором; 6 – мерник с флокулянт; 7, 8, 9 – насос-дозатор; 10 – фильтр- пресс; 11 – приемная емкость; 12 – мерник с перекисью водорода; 13 – блок УФ-обработки; 14 – насос-дозатор; 15 – песчаный фильтр; 16 – датчики концентрации; 17 – датчик концентрации; 18 – датчик концентрации; 19 – датчик pH; 20, 21, 22 – насосы

pH должны составлять 6,5–8,0 (контролируются датчиком 19).

Камера хлопьеобразования 3 снабжена лопастной мешалкой. После заполнения камеры 3 включается мешалка, и из мерника 6 насосом-дозатором 9 подается небольшое количество раствора флокулянта для повышения эффективности процесса хлопьеобразования. После перемешивания пульпа из емкости 3 подается на барабанный вакуум-фильтр 10, где разделяется на жидкую и твердую фазы. Твердая фаза утилизируется и передается на свалку твердых бытовых отходов, а жидкая поступает в приемную емкость 11, где спектрофотометрический датчик 17 определяет остаточную концентрацию гемоглобина после коагуляции. Характерное время проведения процесса коагуляции составляет ~1 час при концентрации гемоглобина в сточной воде 5 г/л.

Из емкости 11 раствор подается на доочистку в блок фотохимической (УФ) обработки 13. Одновременно в смеситель 13 из мерника 12 насосом-дозатором 14 подается раствор H_2O_2 . Блок УФ-обработки состоит из последовательно соединенных фотохимических реакторов с импульсными ксеноновыми лампами типа ИНП-7/120 (по одной на реактор). Лампы запитываются от одного энергосилового блока.

После УФ-обработки вода проходит через песчаный фильтр 15 и направляется в канализацию. Очистка фильтра осуществляется обратным током воды, отбираемой насосом из емкости 11. Промывная вода направляется на вход емкости 1.

Управление включением насосов 7, 8, 14, 20, 22 осуществляется датчиками уровня, размещенными в соответствующих баках (7, 8, 20 в баке 1; 14, 22

в баке 11). Насос 21 включается таймером, отсчет времени начинается с момента выключения насоса 20, выключение осуществляется датчиком уровня в баке 3. Насос 9 включается по сигналу выключения насоса 20 и выключается при выдаче необходимого количества раствора флокулянта.

5. Заключение

В работе приведена новая технологическая схема очистки сточных вод с высоким уровнем содержания органического загрязнителя, основанная на использовании комбинации реагентных и импульсных фотоокислительных методов. Проведенные исследования позволили выбрать оптимальные сочетания вышеназванных методов для снижения затрат на обработку. Для реагентных методов подобраны тип и необходимая концентрация коагулянта – 5-10% $Fe_2(SO_4)_3$ от начальной концентрации загрязнителя, а также определен оптимальный показатель pH=7 для проведения процесса очистки. Для фотоокислительных методов выбрана концентрация пероксида водорода, равная 10-30% от концентрации загрязнителя, поступающего на обработку. В качестве проектной величины энергетической дозы фотохимической обработки стоков рекомендована доза 3 кВт·ч/м³

Дальнейшие исследования в данном направлении могут быть направлены на оптимизацию приведенной схемы для конкретных загрязнителей.

Работа выполнена в рамках государственных заданий Минобрнауки России № 7.3367.2011 от 28.11.2011 и № 7.3482.2011 от 28.11.2011, а также при поддержке гранта Президента РФ ведущих научных школ № НШ-856.2012.8.

ЛИТЕРАТУРА

1. Deegan A. M., Shaik B., Nolan K. Et al. Treatment options for wastewater effluent from pharmaceutical companies //Int. J. Environ. Sci. Tech. – 2011. – N 8 (3). – P. 649–666.
2. СанПиН 2.1.5.980-00 «Гигиенические требования к охране поверхностных вод».
3. Камруков А.С., Козлов Н.П., Селиверстов А.Ф. и др. // Безопасность в техносфере. – 2006. – № 1. – С. 38–44.
4. Гончарова А.Я., Кирпиченков А.Б. и др. //Химико-фармацевтический журнал. – 2008. – № 10. – Т. 42. – С. 46–48.
5. Mokrini A., Oussi D., Esplugas S. Oxidation of Aromatic Compounds with UV Radiation/ Ozone/Hydrogen Peroxide // Water Science and Technology. – 1997. – N 35 (9).
6. Бабко А.К., Волкова А.И., Лисиченок С.Л. // ЖНХ. – 1966. № 11. – С. 477.
7. Бабенков Е.Д. Очистка воды коагулянтами. – М.: Наука, 1977.

New Technological Scheme of Sewage Treatment with High Concentration of Organic Pollutants

A.S. Kamrukov, Head of Laboratory, Ph.D. of Engineering, Associate Professor of Bauman Moscow State Technical University

N.P. Kozlov, Head of Department, Doctor of Engineering, Professor of Bauman Moscow State Technical University

D.O. Novikov, Leading Engineer of Bauman Moscow State Technical University

A.F. Seliverstov, Senior Researcher, Ph.D. of Chemistry of A.N. Frumkin Institute of Physical Chemistry and Electrochemistry RAS

This work is directed on search of new scientific and technological approaches to the solution of a problem related to ecological safety ensuring of modern productions of the vital biochemical substances and preparations. Results of pilot studies of the new technological scheme related to sewage treatment from high-molecular organic compounds of a natural and artificial origin with use of combined methods including reagent technologies, filtration and liquid-phase photo oxidizing process of pollution destruction under influence of high-intensity pulse optical radiation of constant spectrum have been presented. Optimum limits of each method's applicability have been defined and the technological scheme of sewage treatment with high concentration of organic pollution for application on biochemical and pharmaceutical productions has been offered.

Keywords: hemoglobin, destruction, pulse ultra-violet radiation, organic compounds, sewage.

О Высшей аттестационной комиссии

Постановлением Правительства России от 23 сентября 2013 г. № 836 «Об утверждении Положения о Высшей аттестационной комиссии при Министерстве образования и науки Российской Федерации» с 1.01.2014 г. вводится новое положение о ВАК, с которым можно ознакомиться на сайте Минобрнауки России.

О порядке присуждения ученых степеней

Постановлением Правительства России от 24 сентября 2013 г. № 842 «О порядке присуждения ученых степеней» с 1.01.2014 г. вводится новое положение о порядке присуждения ученых степеней. С Положением можно ознакомиться на сайте Минобрнауки России.

Работы, допущенные к участию в конкурсе на соискание премий Правительства Российской Федерации 2013 года в области науки и техники

Межведомственный совет по присуждению премий Правительства Российской Федерации в области науки и техники информировал о работах, допущенных к участию в конкурсе на соискание премий Правительства Российской Федерации 2013 года в области науки и техники. Допущена 31 работа.

Ряд работ посвящены вопросам безопасности, ресурс- и энергосбережению. В частности можно отметить работу Воронова С.И., Пушкина И.А., Аверина В.С., Арутюняна Р.В., Герасимовой Н.В., Косых В.С., Седнева В.А., Струева В.П., Шлякова С.А. «Разработка и внедрение методов и технологий обеспечения радиационной безопасности населения и территорий Российской Федерации». Работа представлена федеральным государственным бюджетным образовательным учреждением высшего профессионального образования «Академия гражданской защиты Министерства Российской Федерации по делам гражданской обороны, чрезвычайным ситуациям и ликвидации последствий стихийных бедствий».

Также к участию в конкурсе на соискание премий Правительства Российской Федерации 2013 года в области науки и техники для молодых ученых допущено 7 работ.

С составом авторских коллективов и названием работ можно ознакомиться на сайте Минобрнауки России в разделе «Конкурсы».