

Л. Ли, К. Сонга, Ю. Хуанг, Ю. Жоуа

ИССЛЕДОВАНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ УДАЛЕНИЯ БТЭК С ПОМОЩЬЮ ЭЛЕКТРОЛИТИЧЕСКОГО ОКИСЛЕНИЯ ИЛИ РЕАКЦИИ ФЕНТОНА

Университет науки и технологии, г. Шанхай, Китай
huangyuanxing@usst.edu.cn

Исследовано удаление бензола, толуола, этилбензола и ксилола (БТЭК) с помощью электролитического окисления или реакции Фентона. Показано, что величины тока и рН оказывают заметное влияние на электролитическое окисление БТЭК (более 95% БТЭК удаляется в течение 8 ч при величине тока 500 мА). Установлено, что в случае реакции Фентона можно удалить >95% БТЭК при рН 4 и добавлении пероксида водорода в количестве 12 мг/дм³. Стоимость обработки с помощью электролитического окисления составляла от 0,04 до 5,1 дол. США/м³, при использовании реакции Фентона – от 0,16 до 0,65 дол. США/м³. Расходы на электролитическое окисление и реакцию Фентона были сопоставимы со стоимостью электродиализа и дешевле, чем замораживание – оттаивание и испарение, однако являются более высокими, чем для воздушной флотации и использования анаэробного/аэробного гранулированного активного угля.

Ключевые слова: БТЭК, пластовая вода, реакция Фентона, электролитическое окисление.

Введение. Воду, сопутствующую добыче нефти, газа или метана угольных пластов, часто называют технической или пластовой. В сущности, пластовая вода состоит из диспергированного масла и жира, растворенных органических соединений, добываемых химических продуктов, тяжелых металлов, естественных радиоактивных минералов и других неорганических соединений. Установлено, что основными составляющими острой токсичности (краткосрочные эффекты) пластовой воды являются ароматические и фенольные фракции растворенных углеводородов [1]. Основные органические соединения в пластовой воде включают бензол, толуол, этилбензол и ксилол (БТЭК), полициклические ароматические углеводороды, фенолы и органические кислоты. БТЭК – наиболее растворимые соединения коммер-

© Л. Ли, К. Сонга, Ю. Хуанг, Ю. Жоуа, 2016

ческого бензина, которые легко могут проникать в почву или систему грунтовых вод и быстро распространяться, поскольку являются полярными соединениями и растворяются в воде, особенно в присутствии этанола [2]. Известно, что БТЭК являются канцерогенами, которые опасны для организма человека [3]. Использование таких вод относится к наибольшим экологическим проблемам при разведке и добыче природного газа и нефти.

При очистке пластовых вод необходимо удаление масел и жиров (смазки), а также контроль образования отложений, количества взвешенных твердых частиц и объема солевых растворов. Однако по мере ужесточения нормативных правил и в связи с возможностью повторного использования пластовой воды, например для орошения (полива), выпашивания сельскохозяйственных животных, пополнения запасов грунтовых вод и восстановления естественной среды, большое внимание уделяется инновационным процессам обработки, обеспечивающим эффективное удаление растворенных органических соединений [4].

В последние годы наблюдается повышенный интерес к использованию современных методов предварительного окисления (например, электролитическое окисление и реакция Фентона) для очистки сточных вод. Эти методы оказались успешными при удалении загрязняющих веществ из различных видов промышленных сточных вод [5 – 7]. Электрохимическая обработка эффективно применяется для очистки бытовых сточных вод [8], сточных вод свалок [9], удаления органических загрязняющих веществ из промышленных сточных вод [10], очистки фенольных [11] и сточных вод, содержащих цианиды [12]. Некоторые исследования выполнены с целью электролитического удаления БТЭК в жидкой фазе. Например, в [13] при использовании ортоксилы в качестве модельного соединения для БТЭК было установлено, что > 95% данного вещества может быть удалено при оптимальных условиях с помощью электрохимического разложения, при этом 2-метилбензиловый спирт являлся промежуточным продуктом.

Предварительное окисление – это эффективный способ быстрого удаления органических веществ в сточных водах, не поддающихся биологическому разложению. Однако предварительное окисление обычно является более дорогостоящим по сравнению с биологическим разложением. В настоящее время, по данным Геологической службы США, 35% пластовой воды подлежит удалению, поскольку ее нельзя повторно

использовать. За последних два десятилетия расходы на обработку пластиковых вод заметно возросли и будут продолжать расти вследствие увеличения объемов таких вод и строгого нормативного регулирования.

Цель данной работы – изучение и сравнение двух указанных методов очистки пластиковой воды от токсических ароматических соединений.

Методика эксперимента. Исследуемый раствор БТЭК готовили путем его гомогенного смешивания в соотношении 1:1:1:1 (моль/моль) с последующим добавлением дистиллированной воды и перемешиванием в течение 8 ч с целью получения раствора при концентрации 10 мг/дм³ каждого соединения. Сульфат натрия (1,42 г/дм³) добавляли к электролиту для получения раствора 0,01 М SO₄²⁻. Значения pH корректировали с помощью растворов 0,5 М H₂SO₄ или 0,5 М NaOH.

Электродный узел и реакторный сосуд. В нашей работе был использован такой же электродный узел, как и в [14]. Он состоит из катода из нержавеющей стальной пластины и титанового анода с покрытием из смешанного металлического оксида, которые удерживаются вместе с помощью нейлоновых винтов. Электроды имеют размеры 3,2 x 6,4 см и находятся на расстоянии 1,4 см друг от друга. Титановые винты и гайки используют как токовые соединители, которые подключают к медным проводам и затем к источнику питания анода и катода. Соединение между медными проводами и титановыми винтами герметизировали с помощью полиуретанового покрытия, высыхающего на воздухе. Реактор, использованный для электролитических экспериментов, представлял собою емкости (500 см³) янтарно-желтого цвета, в пробках которых были просверлены отверстия для проводов, подсоединенных к электроду. Эти емкости изготовлены из стекла, которое уменьшает адсорбцию органических веществ на стенках [15]. В пробку вставляли иглу для поддержания системы при атмосферном давлении. Во время каждого эксперимента 500 см³ раствора БТЭК с концентрацией 10 мг/дм³ и 0,01 М SO₄²⁻, при установленном значении pH, помещали в соответствующий реактор. опыты проводили при различных плотностях тока и значениях pH.

Контрольный и газоотдувочные эксперименты. Контрольный эксперимент при отсутствии тока выполняли с тем же самым электродным узлом. Отбор проб осуществляли через пробку (колпачок) с помощью шприца и длинной иглы для уменьшения потерь при улетучивании. Было исследовано влияние отдувки газа на исчезновение соединений

из модельных растворов во время электролитической аэрации путем продувки газообразного азота без пропускания тока при pH 7. Если воспользоваться законом Фарадея и уравнением состояния идеального газа, то поток газа, создаваемый на аноде и катоде, составляет 0,4 дм³/сут при пропускании тока 25 мА. Эксперименты по отдувке газа для различных значений плотности тока выполняли в условиях потока газа при электролитической аэрации. Иглу (длиной 10 см) использовали для подачи газа, поток которого имел постоянный расход, рассчитанный анемометром (прибор учета расхода газа). Зазор между иглой и колпачком (пробкой) герметизировали с помощью полиуретанового покрытия, высыхающего на воздухе. Всякий раз 500 см³ тестового раствора с одинаковой концентрацией модельных соединений подавали в реактор при одинаковой скорости перемешивания в процессе электролитической аэрации с помощью магнитного якоря и плиты мешалки. Пробы для модельных соединений отбирали и измеряли таким же способом, как и при электролитических экспериментах.

Реакция Фентона. Химическое окисление БТЭК осуществляли с помощью опосредованной реакции гидроксильного радикала, образующегося на месте (в естественных условиях) на основании реакции Фентона. Эксперименты выполняли с использованием пероксида водорода при концентрациях 3 и 12 мг/дм³ для оценки влияния последнего на реакцию Фентона. Концентрация использованных ионов двухвалентного железа составляла 30 мг/дм³ во всех экспериментах. Чтобы получить необходимую концентрацию пероксида водорода, использовали 30%-ный раствор пероксида водорода. Концентрацию ионов Fe²⁺ поддерживали с использованием базового раствора, который готовили путем прибавления 1,49 г FeSO₄ · 7H₂O к 100 см³ деионизированной воды при pH 3. Значение pH системы корректировали путем добавления растворов 0,5 М H₂SO₄ или 0,5 М NaOH. Пробы для анализа периодически извлекали из емкости, используя шприц с длинной иглой.

Аналитические методы исследования БТЭК. Количественное определение БТЭК проводили с помощью газового хроматографа Хьюлетт Паккард HP 5890, оснащенного плазменно-ионизационным детектором, капиллярной колонкой Chrompack (Select 624 CB D_r (толщина пленки – 1,8 мкм, FS 30 м x 0,32 мм ID (внутренний диаметр)) и автодозатором с оптоволоконной сборкой ("Супелко", г. Белефонт, США) из волокна SPME (микровыделение твердой фазы), имеющего диаметр

100 мкм, с покрытием из полидиметилсилоксана. Продолжительность адсорбции пробы с волокном SPME составила 10 мин в режиме перемешивания, а десорбции – 2 мин с последующим периодом ожидания 1 мин. Анализы проводили в режиме без деления потока при температуре ввода пробы 250°C, начальной температуре печи 50°C в течение 1 мин, повышении температуры до 110°C в течение 1 мин при скорости 7°C/мин и, наконец, повышении температуры до 150°C в течение 1 мин при скорости 10°C/мин. Температуру плазменно-ионизационного детектора устанавливали на уровне 275°C.

Результаты и их обсуждение. Электролитическое окисление БТЭК. В ходе экспериментов разложение БТЭК контролировали во время его электролитического окисления. На рис. 1, 2 представлены результаты электролитического разложения БТЭК при величинах тока 25; 200 и 500 мА и рН 7 и 4. При величине тока 500 мА и рН 7 все соединения БТЭК после электролиза удалялись на 100% в течение 8 ч. При величинах тока 25 и 200 мА (рН 7) удаление бензола почти не наблюдалось. Однако 28 и 54% толуола было удалено при величинах тока соответственно 25 и 200 мА после электролиза в течение 8 ч. Удаление толуола в контрольной (холостой) пробе при обеих величинах тока составляло ~16%. В пластовой воде 57 и 75% этилбензола было удалено при величинах тока соответственно 25 и 200 мА, тогда как удаление в контрольных опытах при этих значениях тока составило 48%. Точно так же 64 и 79% ксилола было удалено при величинах тока соответственно 25 и 200 мА, тогда как в контрольных опытах – ~49%.

Данные электролитического разложения БТЭК при рН 4 отличались от таковых, полученных при рН 7. При рН 4 в контрольном эксперименте в течение 8 ч было удалено 0% бензола, 10% толуола, 40% этилбензола и 43% ксилола. При величине тока 25 мА зафиксировано удаление 55% бензола, 50% толуола, 60% этилбензола и 62% ксилола; при 200 мА – 73% бензола, 72% толуола, 81% этилбензола и 84% ксилола; при 500 мА – 72% бензола, 93% толуола, 93% этилбензола и 93% ксилола.

При обоих значениях рН (4 и 7) высокая плотность тока благоприятно сказывалась на удалении БТЭК, как и в предыдущем исследовании [16], при использовании бензола в качестве модельного загрязняющего вещества и NaCl в качестве электролита. Это может указывать на то, что различные механизмы (анодное окисление, опосредованное окисление хлором и др.) усиливались в результате повышения электролитических токов.

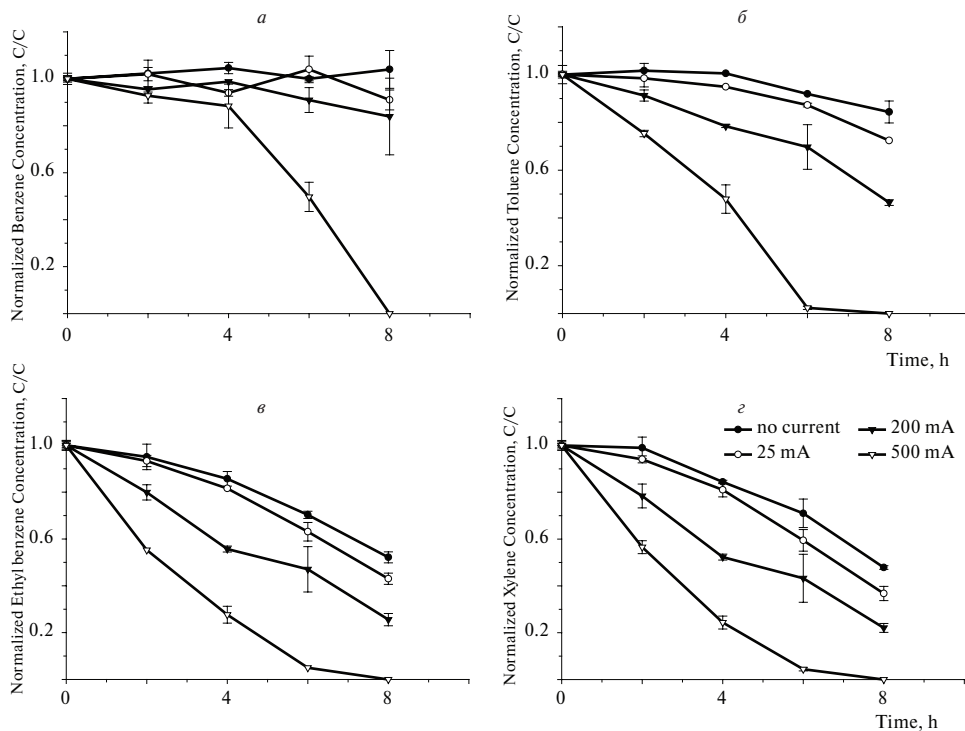


Рис. 1. Электролитическое окисление БТЭК при различных значениях тока и pH 7: а – бензол, б – толуол, в – этилбензол, г – ксилол.

Проведены также эксперименты по барботажу, когда пузырьки воздуха подавали в раствор БТЭК, что эквивалентно пропусканию тока повышенной величины. Установлено, что 43% бензола, 52% толуола, 74% этилбензола и 70% ксилола фактически удалялись с помощью отгонки воздухом при величине тока 500 мА.

В таблице приведены удельные затраты на электрохимическую обработку сточных вод. Следует отметить, что стоимость электроэнергии оценивали при использовании промышленного тарифа 0,04 дол. США/кВт-ч в штате Юта, США (2009 г), который часто изменяется. Известно, что расход энергии на обработку сточных вод, содержащих БТЭК, на анодах $Ti/RuO_2/IrO_2$ колеблется от 1 до 5 кВт-ч/м³ при наличии в растворе NaCl с концентрацией 15 г/дм³ [17]. При более низкой проводимости раствора необходимый расход энергии увеличивается до 5,3 – 16,6 кВт-ч/м³ [18]. Если использовать ту же стоимость электроэнергии, затраты на очистку могут составить от 1,57 до 26,29 дол. США/м³.

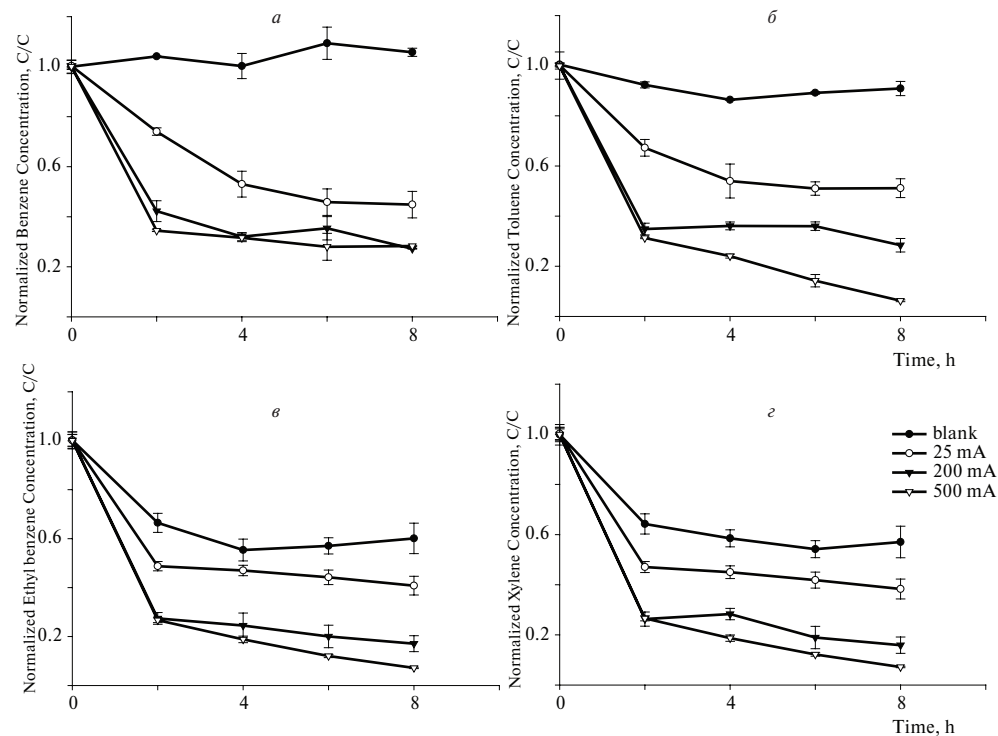


Рис. 2. Электролитическое окисление БТЭК при различных значениях тока и pH 4: а – бензол, б – толуол, в – этилбензол, г – ксилол.

Расход энергии и затраты на электрохимическое окисление 1 м³ сточных вод

I , мА	Напряжение, U	P , Вт	Время, ч	Расход энергии, кВт-ч	Стоимость (дол. США/м ³)
25	2,5	0,0625	8	0,0005	0,04
50	3,2	0,16	8	0,00128	0,10
100	4,4	0,44	8	0,00352	0,28
200	6,7	1,34	8	0,0107	0,85
500	15,9	7,95	8	0,0636	5,09

По данным [18], затраты на замораживание – оттаивание, испарительные амбары (для промышленных вод) и сточные трубопроводы, сконструированные заболоченные экосистемы, электродиализ, индуцированную воздушную флотацию для удаления масла, а также использование анаэробно/аэробно гранулированного активного угля

составляют соответственно 16,67 – 31,45; 6,29 – 11,01; 0,006 – 12,579; 0,126 – 4,025; 0,314 и 0,522 дол. США/м³ [19, 20]. Если сравнивать затраты, составляющие 0,28 дол. США/м³ при величине тока 100 мА, то расходы на электролиз были ниже, чем для большинства процессов очистки. С другой стороны, при рассмотрении наиболее высокой стоимости очистки (обработки), равной 5,09 дол. США/м³, стоимость электролиза была ниже, чем замораживание – оттаивание и процесс испарения; эта стоимость соизмерима со стоимостью сконструированных заболоченных систем, и она была выше, чем электролиз, воздушная флотация и использование анаэробного/аэробного гранулированного активного угля.

Кроме того, стоимость корректировки рН до значения 4 при использовании серной кислоты промышленного качества по цене 200 дол. США/т увеличит общую стоимость обработки на $9,86 \cdot 10^{-4}$ дол. США/м³. При корректировке рН до значения 7 с помощью оксида кальция промышленного качества по цене 10 дол. США/т общая стоимость обработки возрастет на $2,83 \cdot 10^{-5}$ дол. США/м³. В общем, при обработке загрязняющих веществ при рН 4 и последующей корректировке рН до 7 дополнительные издержки составят $1,01 \cdot 10^{-3}$ дол. США/м³, которыми можно пренебречь по сравнению с расходами на электролиз.

Реакция Фентона для БТЭК. Разложение различных соединений БТЭК с помощью H₂O₂ и реагента Фентона при рН 7 показано на рис. 3. В контрольных опытах после 8 ч обработки наблюдали удаление 14% бензола, 30% толуола, 36% этилбензола и 37% ксилола, и эти данные были подобны тем, которые получены для проб, содержащих только H₂O₂ с концентрацией 12 мг/дм³. Исчезновение различных загрязняющих веществ в контрольных опытах объясняется потерями, обусловленными летучестью. В пробе, содержащей 3 мг/дм³ H₂O₂ и 30 мг/дм³ Fe²⁺ при рН 7, наблюдалось удаление 24% бензола, 20% толуола, 40% этилбензола и 42% ксилола. Аналогично, в пробе, содержащей 12 мг/дм³ H₂O₂ и 30 мг/дм³ Fe²⁺, наблюдалось удаление 29% бензола, 30% толуола, 49% этилбензола и 50% ксилола, и эти уровни удаления не отличались от тех, которые были зафиксированы для случая использования H₂O₂ с концентрацией 3 мг/дм³.

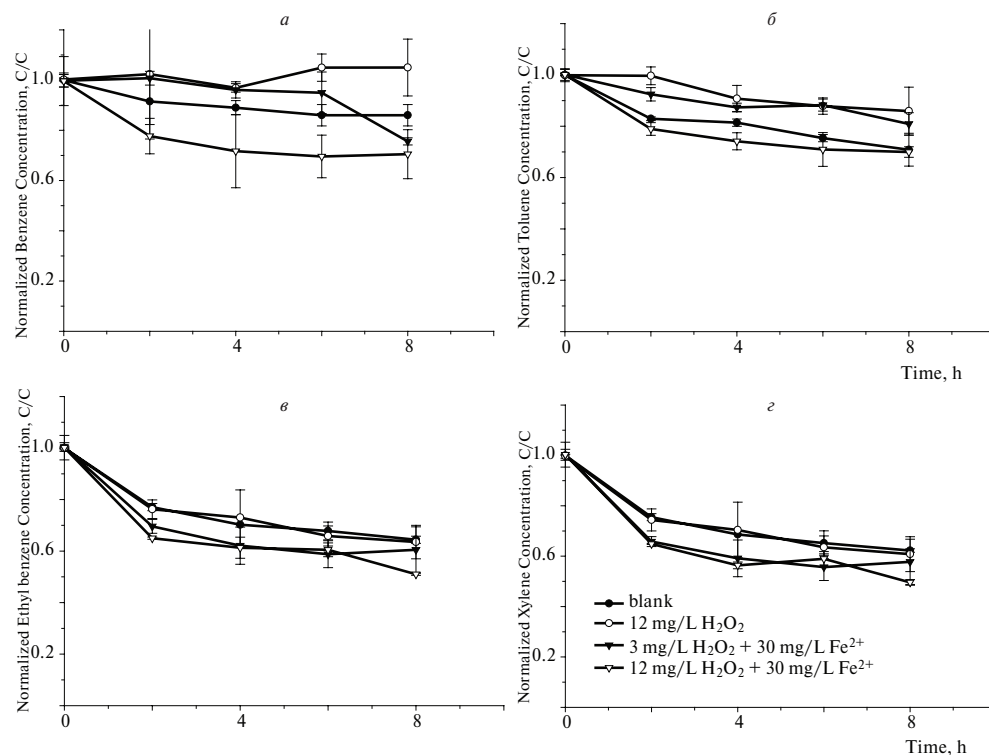


Рис. 3. Разложение БТЭК с использованием пероксида водорода и реагента Фентона при pH 7: а – бензол, б – толуол, в – этилбензол и г – ксилол.

На рис. 4 показано разложение БТЭК с использованием H₂O₂ и реакции Фентона при pH 4. Использование только H₂O₂ не оказывает сколько-нибудь существенного влияния на БТЭК, что соответствует результатам при pH 7, представленным на рис. 3. Однако при 3 мг/дм³ H₂O₂ и 30 мг/дм³ Fe²⁺ удалялось 25% бензола, 40% толуола, 60% этилбензола и 64% ксилола, что превышает аналогичные показатели при pH 7. При 12 мг/дм³ H₂O₂ и 30 мг/дм³ Fe²⁺ удалялось 97% бензола, 98% толуола, 95% этилбензола и 88% ксилола, что существенно превышает степень их удаления при pH 7. Эти данные согласуются с таковыми, полученными в работе [21], в которой сообщается, что скорость разложения фенола снизилась при возрастании pH от 3 до 9.

Рассматривая стоимость обработки с помощью реакции Фентона, следует иметь в виду, что стоимость 30% H₂O₂ составляет 16,43 дол. США/кг (продукт промышленного качества). Соответствующие удельные затраты – 0,16 и 0,65 дол. США/м³ при обработке H₂O₂ с концентрацией соответственно 3 и 12 мг/дм³. Обычно пластовая вода содержит достаточное количество двухвалентного железа [14], поэтому стоимостью ионов Fe²⁺ можно пренебречь. При корректировке pH до

4 с последующим повышением до 7 необходимы дополнительные расходы – $1,01 \cdot 10^{-3}$ дол. США/м³. Если сравнивать с электролизом, то стоимость обработки с помощью реакции Фентона при концентрации H₂O₂, равной 3 и 12 мг/дм³, близка к расходам на электролиз в течение 8 ч при величине тока соответственно 50 и 200 мА, что дешевле, чем стоимость обработки O₃/H₂O₂, составляющая 6,33 дол. США/м³ [22], и дешевле стоимости обработки UV/H₂O₂, составляющей 7,91 – 18,99 дол. США/м³, при использовании такого же тарифа на электроэнергию [23, 24].

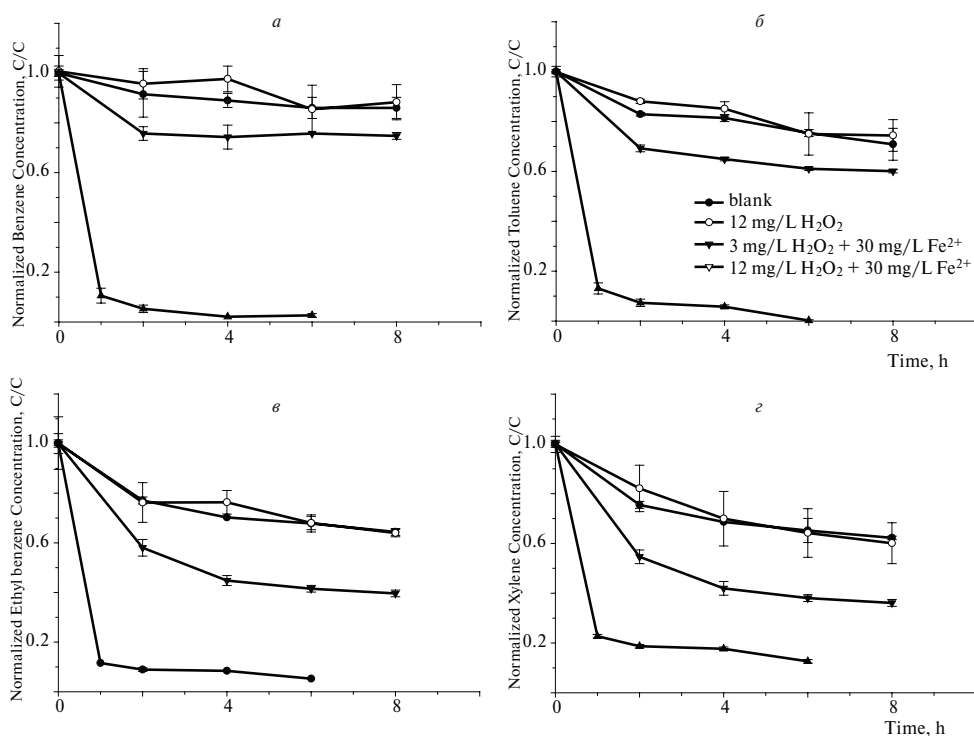


Рис. 4. Разложение БТЭК с использованием пероксида водорода и реагента Фентона при pH 4: а – бензол, б – толуол, в – этилбензол и г – ксилол.

Сравнение степени удаления общего органического углерода (ООУ) с помощью электролиза и реакции Фентона. На рис. 5 показана эффективность удаления ООУ с помощью электролиза и реакции Фентона при различных условиях. Степень удаление ООУ для контрольной пробы при электролизе составляла 13; 18; 25 и 30% для соответственно 2; 4; 6 и 8 ч. Для электролиза при pH 7 степень удаления ООУ за 8 ч составляла 31; 41 и 60% при величинах тока соответственно 25; 200 и 500 мА. При pH 4 степень удаления ООУ составляла 33; 48 и 64% при соответственно 25; 200 и 500 мА. Заметное удаление ООУ наблюдалось при обработке

электролизом, к тому же при pH 4 результаты были эффективнее, чем при pH 7, что, по-видимому, связано с отдувкой газом и электролитическим окислением.

Степень удаления ООУ с помощью реакции Фентона для контрольной пробы составляла 11; 22; 26 и 31% для соответственно 2; 4; 6 и 8 ч, что почти совпадало с подобным контрольным тестом для электролиза (см. рис. 5).

В результате можно заключить, что адсорбция БТЭК на электродах была очень низкой. При pH 7 степень удаления ООУ составила 27% при добавлении 12 мг/дм³ H₂O₂, что примерно совпадает с контрольным опытом. При добавлении 3 мг/дм³ H₂O₂ и 30 мг/дм³ Fe²⁺ степень удаления ООУ составила 19% и достигла 5% при добавлении 12 мг/дм³ H₂O₂ и 30 мг/дм³ Fe²⁺. При pH 4 она составила 24; 18 и 2% в условиях соответственно 12 мг/дм³ H₂O₂; 3 мг/дм³ H₂O₂ и 30 мг/дм³ Fe²⁺; 12 мг/дм³ H₂O₂ и 30 мг/дм³ Fe²⁺. Следует отметить, что степень удаления ООУ снижалась при добавлении в систему Fe²⁺ и H₂O₂. При этом, возможно, БТЭК окислялся и во время реакции Фентона, с образованием некоторых растворимых органических соединений, благодаря чему улетучивание ООУ снижалось.

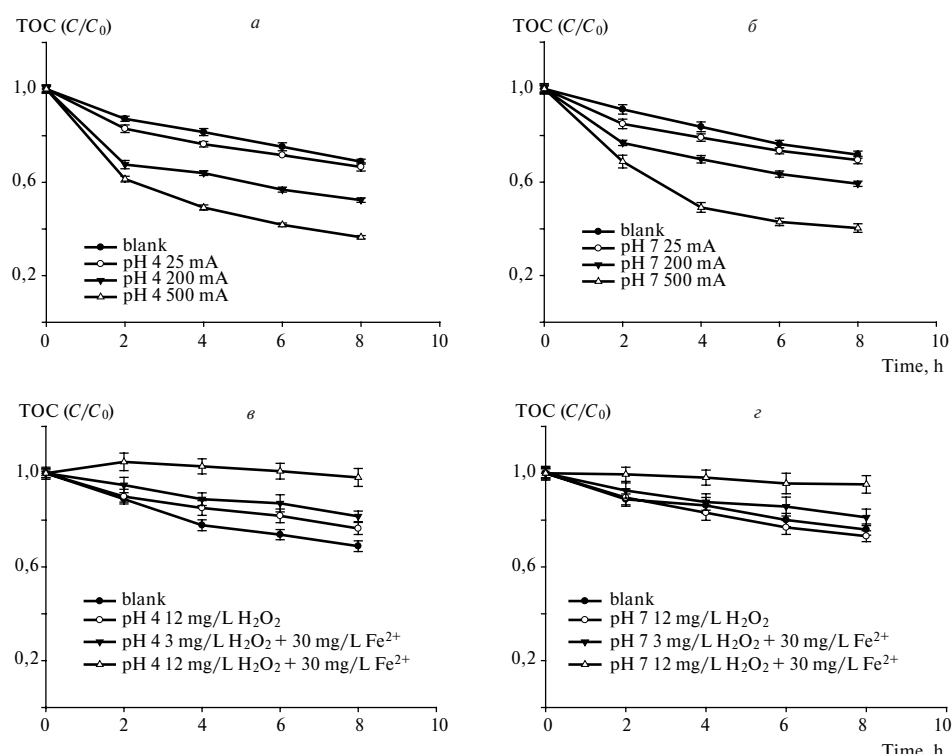


Рис. 5. Сравнение степени удаления ООУ с помощью электролиза при pH 4 (а) и 7 (б), а также реакции Фентона при pH 4 (в) и 7 (г).

Выводы. БТЭК можно удалять либо путем электролитического окисления, либо с помощью реакции Фентона. Для электролитического окисления величины тока и рН играют важную роль в удалении БТЭК. Так, высокие величины тока и рН 4 способствуют разложению БТЭК. Для реакции Фентона повышенные концентрации H_2O_2 при рН 4 оказывают благоприятное воздействие на удаление БТЭК.

Стоимость обработки сточных вод путем электролитического окисления составляет от 0,04 до 5,09 дол. США/м³ при использовании промышленного тарифа на электроэнергию, составляющего 0,04 дол. США/кВт-ч. Для реакции Фентона стоимость обработки – от 0,16 до 0,65 дол. США/м³. Таким образом, расходами на корректировку рН от 7 до 4 и обратно можно пренебречь по сравнению с расходами на обработку. Рассматривая относительно низкую стоимость корректировки рН, экономически оправданно осуществлять окисление ароматических органических соединений при рН 4 для проведения реакции Фентона. Сравнение полученных данных с таковыми в [19, 20] показывает, что расходы на электролитическое окисление и реакцию Фентона близки к стоимости электролиза, однако ниже, чем стоимость замораживания – оттаивания и испарения, и выше, чем стоимость воздушной флотации и анаэробной/аэробной обработки с помощью гранулированного активного угля.

Авторы выражают благодарность Фонду естественных наук Китая (Проект № 51208299), Научно-технической комиссии Шанхайского муниципалитета (проект № 11JC1408700) и муниципальной комиссии по образованию Шанхая, а также Фонду развития образования Шанхая (проект "Чен Гуанг" № 11CG52) за финансовую поддержку.

Резюме. Досліджено видалення бензола, толуола, етилбензолу і ксилолу (БТЕК) за допомогою електролітичного окислення або реакції Фентона. Показано, що величини струму і рН роблять помітний вплив на електролітичне окислення БТЕК (понад 95% БТЕК віддалялися протягом 8 ч при величині струму 500 мА). Встановлено, що у разі реакції Фентона можна видалити > 95% БТЕК при рН 4 і додаванні пероксиду водню в кількості 12 мг/дм³. Вартість обробки за допомогою електролітичного окислення становила від 0,04 до 5,1 дол. США/м³. При використанні реакції Фентона вартість

обробки становила від 0,16 до 0,65 дол. США/м³. Витрати на електролітичне окислення і реакцію Фентона були порівнянні з вартістю електродіалізу і були дешевше, ніж заморожування – відтавання і випаровування; ці витрати є вищими, ніж для повітряної флотації і використання анаеробного/аеробного гранульованого активного вугілля.

Список использованной литературы

- [1] *Frost, T.K., Johnsen, S., Utvik T.I.* – Режим доступа: <http://www.olf.no/static/en/rapporter/producedwater/summary.html>
- [2] *Powers S.E., Hunt C.S., Heermann S.E., Corseuil H.X., Rice D., Alvarez P.J.* // *Critical Rev. in Environ. Sci. and Technol.* – 2001. – **31**, N1. – P. 79 – 123.
- [3] *Pruden A., Sedran M., Suidan M., Venosa A.* // *Water Sci. and Technol.* – 2003. – **47**, N 9. – P. 123 – 128.
- [4] *Hayes T., Arthur D.* // In the 11th Annual Int. Petroleum Environ. Conf. (Albuquerque, USA, 12–15 October, 2004). – Albuquerque, 2004. – P. 12 – 15.
- [5] *Lin S., Chang C.* // *Water Res.* – 2000. – **34**, N17. – P. 4243 – 4249.
- [6] *Ciardelli G., Ranieri N.* // *Ibid.* – 2001. – **35**, N 2. – P. 567 – 572.
- [7] *Lai C., Lin S.* // *Chemosphere.* – 2004. – **54**. – P. 235 – 542.
- [8] *Poon C.P., Brueckner T.G.* // *Water Pollut. Control Fed.* – 1975. – **47**, N1. – P. 66 – 78.
- [9] *Chiang L.-C., Chang J.-E., Wen T.* // *Water Res.* – 1995. – **29**, N2. – P. 671 – 678.
- [10] *Panizza M., Cerisola G.* // *Electrochim. Acta.* – 2004. – **49**, N19. – P. 3221–3226.
- [11] *Sugre V.S., Watkinson A.P.* // *Canad. J. Chem. Eng.* – 1981. – **59**. – P. 52 – 59.
- [12] *Wen T.C.* // *Plating and Surface Finish.* – 1990. – **77**. – P. 54 – 57.
- [13] *Asghari F.S., Yoshida H.* // *J. Phys. Chem., A.* – 2008. – **112**, N32. – P. 7402 – 7410.
- [14] *Goel R., Flora J., Ferry J.* // *Water Res.* – 2003. – **37**, N 4. – P. 891 – 901.
- [15] *Alshawabkeh A.N., Sarahney H.* // *Environ. Sci. and Technol.* – 2005. – **39**, N15. – P. 5837 – 5843.
- [16] *Sarahney H., Alshawabkeh A.N.* // *J. Hazard. Materials.* – 2007. – **143**, N3. – P. 649 – 654.
- [17] *Ramalho A.M., Martinez-Huitle C.A., da Silva D.R.* // *Fuel.* – 2010. – **89**, N2. – P. 531 – 534.

- [18] *Mascia M., Vacca A., Polcaro A.M., Palmas S., Pozzo A.D.* //J. Chem.Technol. and Biotechnol. – 2011. – **86**, N1. – P. 128 – 137.
- [19] *Jackson L.M., Myers J.E.* // In Ground Water Protection Council Produced Water Conf. (Colorado, CO, 2002). – Colorado, 2002. – Vol. 3. – P. 16 – 17.
- [20] *Jackson L.M., Myers J.E.* //In SPE Annual Technol. Conf. and Exhibition (Denver, CO, 2003). – Denver, CO, 2003. – Vol. SPE 84587. – P. 5 – 8.
- [21] *Lin S.H., Shyu C.T., Sun M.C.* //Water Res. – 1998. – **32**, N 4. – P. 1059 – 1066.
- [22] *Safarzadeh-Amiri A.* //Ibid. – 2001. – **35**, N15. – P. 3706 – 3714.
- [23] *Li K., Hokanson D.R., Crittenden J.C., Trussell R.R., Minakata D.* //Ibid. – 2008. – **42**, N 20. – P. 5045 – 5053.
- [24] *Salari D., Daneshvar N., Aghazadeh F., Khataee A.R.* //J. Hazard. Materials. – 2005. – **125**, N1/3. – P. 205 – 210.

Поступила в редакцию 14.05.2013 г.