

УДК 628.3

*Д.Д. Колосова, М.П. Вовк,
Л.М. Молодкина, А.Н. Чусов*

ВЛИЯНИЕ РЕДОКС-ПОТЕНЦИАЛА СРЕДЫ НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ ТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ ТОКСИЧНЫХ НЕФТЕСОДЕРЖАЩИХ ЖИДКИХ ОТХОДОВ

*D.D. Kolosova, M.P. Vovk,
L.M. Molodkina, A.N. Chusov*

INFLUENCE REDOX ENVIRONMENT ON CLEAN TECHNOLOGY EFFICIENCY OF TOXIC OIL LIQUID WASTE

В работе охарактеризована мощность окислительно-восстановительной системы токсичных нефтесодержащих жидких отходов в условиях их полигонного хранения, изучены их коагуляция и мембранная фильтрация в зависимости от знака редокс-потенциала. Полученные результаты определяют особенности технологии очистки токсичных нефтесодержащих стоков.

НЕФТЕСОДЕРЖАЩИЕ ЖИДКИЕ ОТХОДЫ. СТОЧНЫЕ ВОДЫ. ОКИСЛИТЕЛЬНО-ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫЙ ПОТЕНЦИАЛ. КОАГУЛЯЦИЯ. МЕМБРАННАЯ ФИЛЬТРАЦИЯ. ТРЕКОВАЯ МЕМБРАНА.

The paper describes the power of redox system of toxic oil-containing liquid waste in landfill storage, its coagulation and membrane filtration according to the sign of redox potential. The results obtained define the features of purification technology of toxic oil-containing sewage.

OIL-CONTAINING LIQUID WASTE. SEWAGE. REDOX POTENTIAL. COAGULATION. MEMBRANE FILTRATION. TRACK MEMBRANE.

Ежегодно в России образуются и остаются в шламонакопителях, хвостохранилищах, картах (котлованы) полигонов десятки миллионов тонн жидких нефтесодержащих отходов. Это приводит к загрязнению почвы, воздуха, грунтовых вод, тем самым обостряя экологическую обстановку на значительных территориях.

Один из путей решения данной экологической и экономической проблемы — это создание компактных установок очистки нефтесодержащих жидких отходов, которые бы использовали доступные технологии, отечественные материалы и оборудование.

На кафедре гражданского строительства и прикладной экологии инженерно-строительного института СПбГПУ разработана технология и создана установка для очистки токсичных нефтесодержащих жидких отходов, содержащихся в картах полигонов их захоронения. Технология и установка основаны на модульном

подходе, а именно, включают следующие модули: 1) выделения нефтяной фракции, 2) очистки воды с применением коагуляции и флотации, 3) мембранной фильтрации, 4) окисления [1]. Неполная комбинация модулей может быть использована для очистки нефтесодержащих вод из прудов-отстойников полигонов.

В статье рассмотрены особенности технологии, реализуемые при восстановительном характере жидких отходов.

Постановка задачи

Нефтесодержащие стоки, хранящиеся на полигонах захоронения токсичных отходов и подлежащие очистке, можно подразделить на две группы: первичные — жидкие отходы, сосредоточенные в картах полигонов; вторичные — частично очищенные воды, поступившие в пруды-отстойники. Состав и состояние таких стоков зависят не только от состава поступающих на

захоронение жидких отходов, но и от метеорологических условий (температура, атмосферное давление, осадки и т. п.), глубины карт и прудов-отстойников (аэробные и анаэробные зоны).

Изначальное содержание восстановителей в захораниваемых жидких отходах, а также возможность развития анаэробных процессов в прудах-отстойниках могут обуславливать восстановительный характер среды. Мощность окислительно-восстановительной (редокс-) системы определяется показателями rH_2 и rO_2 , которые равны отрицательным логарифмам степени насыщения воды водородом или кислородом для стандартных условий (температура 20 °С, давление 1 атм). Между мощностью редокс-системы и величиной pH существует связь, выражаемая уравнением

$$rH_2 = \frac{Eh}{29} + 2pH,$$

где Eh — окислительно-восстановительный потенциал (для стандартных условий), выраженный в милливольтгах.

Область термодинамической устойчивости чистой воды на диаграммах Пурбе [2] (графики зависимости Eh от pH) ограничена прямыми $rH_2 = 0$ и $rO_2 = 0$ ($rH_2 = 21$). Линия, построенная для значений $rH_2 = rO_2$, делит диаграмму на две зоны: ниже этой линии расположена зона восстановления, выше — окисления.

На диаграмме зависимости потенциала Eh от величины pH для сточных вод [3] потенциал Eh ниже +40 мВ при $pH = 7$ (rH_2 менее 15) характеризует среду как восстановительную (септические воды, гнилостное брожение, наличие восстановителей). Отрицательным значениям Eh (ниже –50 мВ при $pH = 7$, т. е. rH_2 менее 10) соответствуют воды, содержащие сероводород, жирные кислоты.

В работе [4] показатели Eh и rH_2 использованы для характеристики относительной стабильности сточной воды и показана их связь с изменением содержания в ней сероводорода.

В работе [5] отмечается необходимость учета величины окислительно-восстановительного потенциала при организации процесса коагуляции сточных вод: в отрицательной области значений Eh эффект очистки воды хлоридом железа значительно ниже, чем при положительных величинах.

В разработанной нами технологии с эффективностью процесса коагуляции напрямую связаны результаты последующей очистки воды в модуле фильтрации с применением трековых мембран [6]. Высокая эффективность совместного процесса коагуляции и микрофильтрации на трековых мембранах с диаметром пор 0,2 мкм при очистке морской воды показана в работе [7]. Вместе с тем при отработке технологии на разных партиях воды (из разных прудов-отстойников, а также частично очищенной воды из карт полигона), характеризующихся близкими значениями ХПК и схожими спектральными, в том числе спектрофлуориметрическими, характеристиками, нами были получены нестабильные результаты. Нестабильность выражалась в разной производительности процесса фильтрации и разной агрегативной устойчивости проб фильтрата. Так, в отдельных случаях прозрачные пробы фильтрата мутнели в течение нескольких минут либо нескольких секунд, а через 30–60 минут после проведения эксперимента их оптическая плотность при длине волны 540 нм (при которой определяется мутность пробы) превышала оптическую плотность исходной пробы. Было выявлено, что партии воды, показавшие низкую агрегативную устойчивость после мембранной фильтрации, отличались низкими (резко отрицательными) значениями окислительно-восстановительного потенциала Eh .

На основании полученных предварительных данных была поставлена цель исследования: выявить зависимость эффективности процесса коагуляции и последующей мембранной фильтрации нефтесодержащих токсичных стоков с полигона их захоронения от величины (знака) редокс-потенциала среды.

Для достижения цели были сформулированы следующие задачи:

охарактеризовать мощность окислительно-восстановительной системы разных образцов нефтесодержащих стоков, хранящихся на полигонах захоронения токсичных отходов;

сравнить эффективность коагуляции при восстановительном характере среды и при доведении окислительно-восстановительного потенциала до положительных значений;

выявить влияние редокс-состояния воды перед ее коагуляцией на агрегативную устойчи-

вость фильтратов, полученных при мембранной фильтрации, которая следует за коагуляцией.

Экспериментальные результаты и их обсуждение

Работа выполнена с использованием нефте-содержащих жидких отходов из карт (котлованы) и воды из прудов-отстойников полигона захоронения токсичных отходов.

В качестве коагулянтов применяли водный раствор треххлористого железа ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) и водный раствор оксихлорида алюминия торговой марки АКВА-АУРАТ (Аква-Аурат™10 с массовой долей Al_2O_3 ($10 \pm 0,6$) %).

Коагуляцию осуществляли в пробирках одинакового диаметра объемом по 20 дм^3 , закрепляемых в лабораторном стенде, при объеме проб по 15 дм^3 . Для сравнения скорости формирования и осаждения хлопьев, образующихся при коагуляции разными дозами коагулянтов проводили фотомониторинг. Распределение взвешенных и коллоидных примесей в надосадочной жидкости по размерам определяли при помощи анализатора Zetatrac (Microtrac Inc., США, пределы измеряемых размеров $0,8\text{--}6500 \text{ нм}$). Спектры светорассеяния и светопоглощения в ближней УФ и видимой областях получали на спектрофотометре СФ-56 (ЗАО «ОКБ-Спектр», Россия)

и на фотоэлектроколориметре КФК-3-01 (ЗОМЗ, Россия), спектры флуоресценции с коррекцией на «вторичный внутренний фильтр» [8, 9] — на приборе «Флюорат-02-Панорама» (НПФ «Люмэкс», Россия).

Окислительно-восстановительный потенциал Eh и величины pH исходных проб воды, а также после введения реагентов определяли с помощью комбинированных электродов на титраторе Т 70 (Mettler Toledo, Швейцария).

Мембранную фильтрацию предварительно очищенных вод проводили в тупиковом режиме на трековых мембранах торговой марки Фолипор производства ЗАО «НПФ ТреМ» (Санкт-Петербург) с диаметром пор $0,2 \text{ мкм}$ и числом пор на единице площади поверхности $6 \cdot 10^7 \text{ см}^{-2}$.

Для решения первой задачи, т. е. определения мощности окислительно-восстановительной системы разных проб воды, получали зависимости окислительно-восстановительного потенциала от pH путем титрования проб $0,1 \text{ N}$ раствором соляной кислоты, после чего рассчитывали rH_2 .

На рис. 1 в качестве примера приведены зависимости Eh от объема титранта для проб №№ 1–4 из прудов-отстойников с условными номерами 1–4. Для пробы № 1 зависимости сняты в трех повторах (между измерениями проба

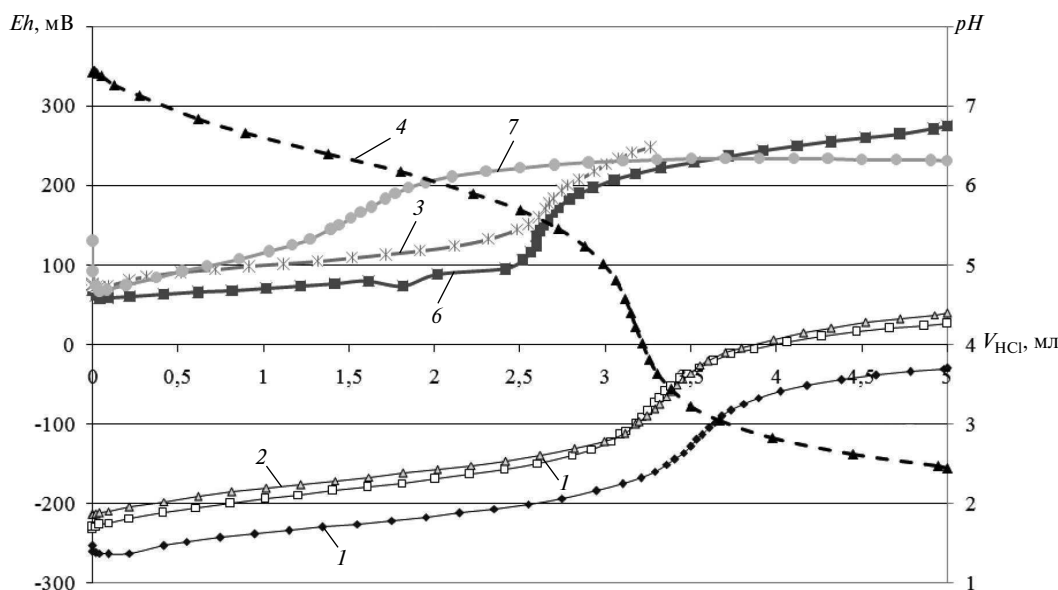


Рис. 1. Кривые титрования проб воды из прудов-отстойников №№ 1–4 ($Eh - V_{\text{HCl}}$) и зависимость pH от объема титранта для пробы из пруда № 1 ($pH - V_{\text{HCl}}$).

Объем проб 50 дм^3 , титрант — $0,1 \text{ N HCl}$

(1 — Eh №1; 2 — Eh №1 повт. 2; 3 — Eh №3; 4 — Eh №1; 5 — Eh №1 повт. 1; 6 — Eh №2; 7 — Eh №4)

находилась в открытой емкости в вытяжном шкафу). На том же рисунке представлена зависимость pH среды от объема титранта для пробы № 1.

Кривые, представленные на рис. 1, демонстрируют резкое отличие окислительно-восстановительных свойств пробы воды из пруда-отстойника № 1 от проб из остальных прудов. Кроме того, видно, что контакт с воздухом открытой пробы № 1 приводит к некоторому возрастанию Eh , не влияющему в целом на окислительно-восстановительную характеристику пробы.

На основании данных, полученных в эксперименте, построены зависимости величины окислительно-восстановительного потенциала от pH среды, две из которых приведены на рис. 2, и рассчитаны значения rH_2 . Так при $pH = 7$ для пробы из пруда № 4 $rH_2 \approx 14$, а для пробы из пруда № 1 — $rH_2 \approx 7$. Сравнение данных, приведенных на рис. 2, и расчетных значений rH_2 с аналогичными показателями из работы [3] позволяет считать воду из пруда-отстойника № 4 близкой по окислительно-восстановительным свойствам к гнилой воде, а воду из пруда-отстойника № 1 — к воде, содержащей сероводород и жирные кислоты.

Исследования ряда проб, отобранных после первого и второго модуля [1] при очистке токсичных нефтесодержащих жидких отходов из карты полигона, показали, что часть из них обладала окислительно-восстановительными свойствами, близкими к свойствам проб из пруда-отстойника № 1.

С подобными пробами воды, т. е. обладающими резко отрицательными значениями редокс-потенциала, для решения второй задачи, поставленной в работе, были проведены эксперименты по коагуляции примесей с применением треххлористого железа и оксихлорида алюминия. Параллельно определяли эффективность коагуляции при доведении окислительно-восстановительного потенциала этих же проб до положительных значений (перед введением коагулянтов).

С помощью фотомониторинга было зафиксировано, что при использовании оксихлорида алюминия в пробах с Eh , доведенным до положительных значений (примерно + 30 мВ), хлопьеобразование начиналось сразу после добавления коагулянта, а через 3–4 минуты наблюдалось образование хлопьев при минимальной концентрации коагулянта (10 мг/дм³ по алюминию). К 5–7-й минуте надосадочная жидкость в этой пробе стала прозрачной. К 10–20-й минутам осадок полностью сформировался в пробирке с концентрацией оксихлорида алюминия, равной 20 мг/дм³ (по алюминию). В пробах с концентрацией коагулянта 40 и 80 мг/дм³ осадок выпал через 14–15 минут после введения коагулянта. В то же время в контрольной пробе с отрицательным значением редокс-потенциала и концентрацией коагулянта 10 мг/л осадок начал формироваться более чем через 2 часа после введения коагулянта.

При использовании треххлористого железа в пробах воды с Eh , доведенным до положительных

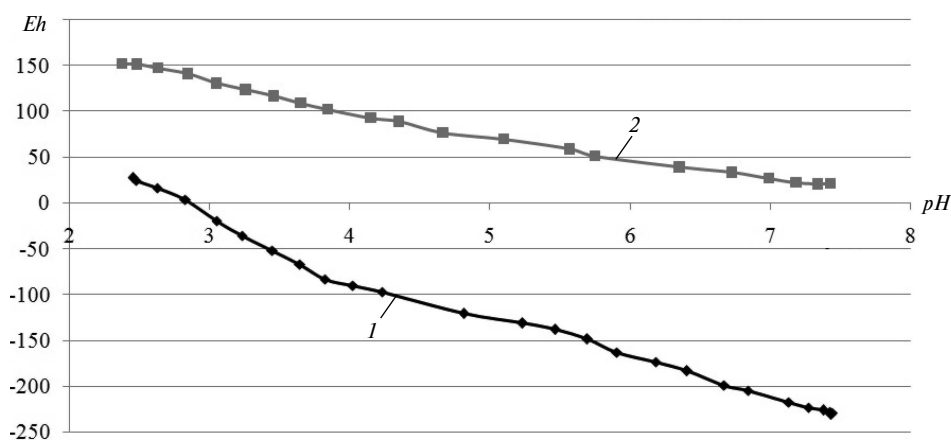


Рис. 2. Зависимости окислительно-восстановительного потенциала Eh от pH среды для проб воды из прудов-отстойников №№ 1 и 4:

(1 — Eh №1 повт. 1; 2 — Eh №4 повт. 2)

значений, хлопьеобразование начиналось через 10–12 минут, а заканчивалось через 25 минут после введения коагулянта, причем только в пробе с большей концентрацией коагулянта (80 мг/дм³ по железу). В пробе с концентрацией коагулянта, равной 40 мг/дм³ (по железу), хлопьеобразование начиналось через 20–22 минуты после введения коагулянта, а в пробах с концентрацией 10 и 20 мг/дм³ — через 7 часов. Коричневый осадок сформировался в них только через сутки. В то же время в контрольных пробах (с отрицательным *Eh*) даже через сутки не наблюдалось формирования подобного осадка — сами пробы оставались мутными, а на дне пробирок только наметился слабый осадок серого цвета.

Анализ процесса коагуляции, проведенный с помощью прибора Zetatrac через 2–4 часа после введения коагулянтов, показал, что при действии оксихлорида алюминия на воду с отрицательным значением *Eh* в надосадке присутствовали взвешенные примеси размером от 50 нм и выше, причем преобладали частицы размером 200–500 нм; в надосадке проб с положительным *Eh* наблюдались преимущественно частицы размером свыше 1000 нм и их размер увеличивался с ростом концентрации коагулянта.

При использовании треххлористого железа через 2–4 часа после введения коагулянта неза-

висимо от его концентрации и знака *Eh* во всех пробах присутствовали взвешенные примеси размером от 200–300 до 6500 нм. Вместе с тем в пробах с дозами коагулянта 40 и 80 мг/дм³ (по железу), введенными после коррекции *Eh* до положительного значения, концентрационный индекс (показатель, косвенно отражающий концентрацию примесей) был в 5–6 раз ниже, чем в двух других пробах, что качественно согласуется с данными фотомониторинга.

На рис. 3 приведены спектры надосадочной жидкости всех проб (за исключением концентрации коагулянтов 20 мг/дм³) через двое суток после введения коагулянтов.

Из полученных спектров видно, что коррекция окислительно-восстановительного потенциала с резко отрицательных до положительных значений позволяет осуществлять процесс коагуляции нефтесодержащих токсичных стоков обоими коагулянтами с близкой эффективностью при длительной выдержке проб после коагуляции. При этом, как сказано выше, скорость коагуляции оксихлоридом алюминия в несколько раз превышает скорость коагуляции треххлористым железом. Скорость коагуляции при низких концентрациях оксихлорида алюминия более высокая, чем при высоких, и это, по-видимому, связано с тем, что с ростом кон-

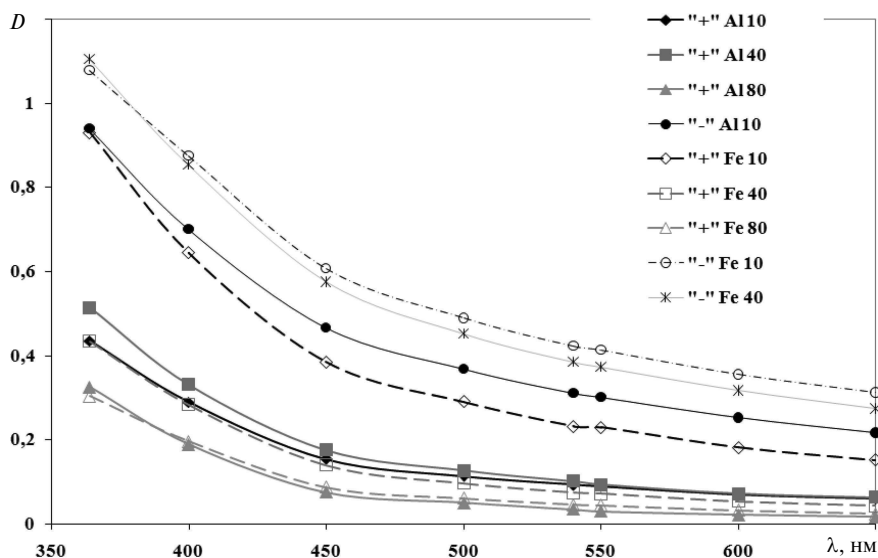


Рис. 3. Спектры надосадочной жидкости проб воды из карты полигона через двое суток после добавления коагулянтов

Условные обозначения: «+» — $Eh > 0$; «-» — $Eh < 0$ в диапазоне $-(100-300)$ мВ; 10, 20, 40, 80 — концентрации оксихлорида алюминия (по Al) и треххлористого железа (по Fe), мг/дм³

центрации коагулянта снижается величина pH среды. Так, например, при исходном значении $pH = 6,22$ коррекция Eh снизила величину pH до 6,10, а при добавлении оксихлорида алюминия в концентрации 40 мг/дм^3 — до $pH = 4,19$. На диаграмме Пурбе ($Eh-pH$) для системы $Al-pH$ область образования гидроксида алюминия при положительных значениях Eh лежит правее границы $pH = 3,9$ для низких значений активности ионов, а для более высоких сдвигается в область меньших значений pH . Но несмотря на это, по-видимому, диаграммы $Eh-pH$ для простых систем нельзя применять к описанию сложных стоков. Возможно, для исследуемых токсичных вод граница образования гидроксида алюминия находится как раз вблизи значения $pH = 4$.

Для чистой системы «железо — вода» диаграмма Пурбе имеет существенно более сложный вид, чем для системы «алюминий — вода», и граница области образования гидроксида железа резко зависит от величины Eh в области положительных значений Eh . Можно предположить, что несмотря на сравнительно высокое значение pH , достигнутое после коррекции знака Eh и добавления коагулянта ($pH = 5,72$), низкая эффективность процесса коагуляции была получена из-за невысокого (хотя и положительного) значения Eh .

Третья задача, поставленная в работе, была выполнена на пробе воды из карты полигона, очищенной в первом модуле, с применением

коагулянта оксихлорида алюминия. Пробу с $Eh \approx -170 \text{ мВ}$, $pH = 7,8$ довели до положительного значения $Eh \approx +30 \text{ мВ}$. Обе пробы объемом по 100 дм^3 — с отрицательным и положительным значениями Eh — подвергли коагуляции при одинаковой концентрации оксихлорида алюминия. Вслед за этим провели мембранную фильтрацию в тупиковом режиме на трековой мембране с диаметром пор $0,2 \text{ мкм}$ с использованием ячейки объемом 200 см^3 . Производительности процесса фильтрации в обоих экспериментах достоверно не отличались. Объединенная проба фильтрата, полученного из исходного материала (с отрицательным Eh), изначально прозрачная, буквально с первых минут после окончания фильтрации стала мутнеть. Обе объединенные пробы фильтрата, а также исходную воду анализировали в разные моменты времени на спектрофотометре СФ56 и приборе Zetatrac. Спектры, полученные через 4,5 часа на СФ 56, а также кривые распределения частиц по размерам, полученные в то же время на анализаторе Zetatrac, приведены соответственно на рис. 4, а и б.

Представленные результаты подтверждают наши предварительные данные о постмембранном развитии коагуляции в пробах фильтрата, полученных из нефтесодержащих токсичных стоков из карт или прудов-отстойников на полигонах их захоронения. Эти пробы характеризуются отрицательным значением окислительно-восстановительного потенциала.

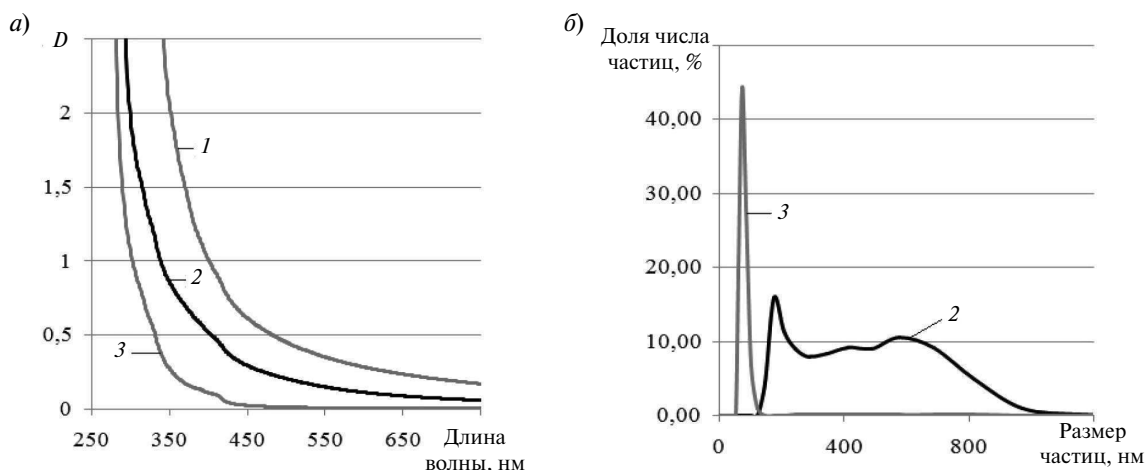


Рис. 4. Анализ нефтесодержащей пробы воды с отрицательным Eh (1), ее фильтрата, полученного после коагуляции, (2) и фильтрата после коррекции Eh до положительного значения и коагуляции (3)

Таким образом, в результате выполненных исследований была охарактеризована мощность окислительно-восстановительной системы разных образцов нефтесодержащих стоков, хранящихся на полигонах захоронения токсичных отходов; проведено сравнение эффективности коагуляции нефтесодержащих токсичных стоков оксихлоридом алюминия и треххлористым железом при восстановительном характере среды и при доведении окислительно-восстановительного потенциала до положительных значе-

ний; показано влияние редокс-состояния нефтесодержащих стоков перед проведением коагуляции на агрегативную устойчивость фильтратов, полученных при мембранной фильтрации, следующей после коагуляции. Полученные результаты говорят о необходимости контроля окислительно-восстановительного потенциала (и pH) нефтесодержащих токсичных отходов, поступающих на очистку по разработанной нами технологии, и коррекции Eh до значений, определяемых выбором коагулянта.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Пат. 126699 Рос. Федерация. № 2012146681/05. Комплекс очистки токсичных нефтесодержащих жидких отходов.— заявл. 01.11.2012; опубл. 10.04.2013. Бюл. № 10.— 2 с.
2. Пурбе, М. Атлас электрохимических равновесий [Текст] / М. Пурбе / Пер. с франц. под ред. Р.А. Стрёмовского. — Хабаровск: Торгово-промышленная палата СССР. Хабаровское отделение. Бюро переводов, 1980.— 225 с.
3. DEGREMONT. Технический справочник по обработке воды в 2-х томах [Текст] / Пер. с франц.— СПб.: Новый журнал, 2007.— 1696 с.
4. Юрченко, В.А. Использование окислительно-восстановительных показателей сточных вод для оперативной оценки их стабильности [Текст] / В.А. Юрченко, Я.С. Дяговец, Е.А. Юхно // Вестник харьковского национального автомобильно-дорожного университета.— 2010.— № 48.— С. 103–107.
5. Никифорова, Л.О. Влияние тяжелых металлов на процессы биохимического окисления органических веществ: Теория и практика [Текст] / Л.О. Никифорова, Л.М. Белопольский.— М.: Бинوم. Лабо-

ратория знаний, 2007.— 78 с.

6. Молодкина, Л.М. Трековые мембраны в доочистке бытовых сточных вод / Л.М. Молодкина, Д.Д. Колосова, Е.И. Леонова, М.Ф. Кудояров, М.Я. Патрова, Ю.В. Ведмецкий // Мембраны и мембранные технологии.— 2012.— Т. 2, № 1.— С. 41–48.

7. Десятов, А.В. Применение рулонных микрофильтрационных элементов [Текст] / А.В. Десятов, А.Е. Баранов, Н.Н. Казанцева // Водоочистка.— 2010.— № 6.— С. 24–31.

8. Молодкина, Л.М. Влияние ультразвукового и ферментативного воздействия на биодеструкцию средне- и медленноразлагаемых отходов [Текст] / Л.М. Молодкина, М.Ю. Андрианова, А.Н. Чусов // Научно-технические ведомости СПбГПУ.— 2010.— № 2 (100).— С. 44–50.

9. Молодкина, Л.М. Спектрофлуориметрия в изучении динамики разложения биоорганических отходов [Текст] / Л.М. Молодкина, М.Ю. Андрианова, А.Н. Чусов // Научно-технические ведомости СПбГПУ.— 2012.— №1(142).— С. 243–250.

REFERENCES

1. Pat. 126699 Ros. Federatsiia. № 2012146681/05. Kompleks ochistki toksichnykh neftesoderzhashchikh zhidkikh otkhodov.— zaivl. 01.11.2012; Biul. 2013. № 10.— 2 s. (rus.)
2. Purbe, M. Atlas elektorokhimicheskikh ravnovesii [Tekst] / Per. s frants. pod red. R.A. Stremovskogo. — Khabarovsk: Torgovo-promyshlennaia palata SSSR. Khabarovskoe otdelenie. Biuro perevodov, 1980.— 225 s. (rus.)
3. DEGREMONT. Tekhnicheskii spravochnik po obrabotke vody v 2-kh tomakh. Perevod s frantsuzskogo. [Tekst] SPb.: Novyi zhurnal, 2007.— 1696 s. (rus.)
4. Vurchenko V.A., Diagovets Ia.S., Iukhno E.A. Ispol'zovanie okislitel'no-vosstanovitel'nykh poka-

zatelei stochnykh vod dlia operativnoi otsenki ikh stabil'nosti [Tekst] // Vestnik khar'kovskogo natsional'nogo avtomobil'no-dorozhnogo universiteta.— 2010.— № 48.— S. 103–107. (rus.)

5. Nikiforova L.O., Belopol'skii L.M. Vliianie tiazhe-lykh metallov na protsessy biokhimicheskogo okisleniia organicheskikh veshchestv: Teoriia i praktika [Tekst].— M.: Binom. Laboratoriia znani, 2007.— 78 s. (rus.)

6. Molodkina L.M., Kolosova D.D., Leonova E.I., Kudoiarov M.F., Patrova M.Ya., Vedmet'skii Iu.V. Trekovye membrany v doochistke bytovykh stochnykh vod [Tekst] // Membrany i membrannye tekhnologii.— 2012.— Т. 2, № 1.— S. 41–48. (rus.)

7. **Desiatov A.V., Baranov A.E., Kazantseva N.N.** Primenenie rulonnykh mikrofil'tratsionnykh elementov [Tekst] // Vodoochistka.— 2010. № 6.— S. 24–31. (rus.)

8. **Molodkina L.M., Andrianova M.Iu., Chusov A.N.** Vliianie ul'trazvukovogo i fermentativnogo vozdeistviia na biodestruktsiiu sredne- i medlennorazlagaemykh

otkhodov [Tekst] // Nauchno-tekhnicheskie vedomosti SPbGPU.— 2010. № 2(100).— S. 44–50. (rus.)

9. **Molodkina L.M., Andrianova M.Iu., Chusov A.N.** Spektrofluorimetriia v izuchenii dinamiki razlozheniia bioorganicheskikh otkhodov [Tekst] // Nauchno-tekhnicheskie vedomosti SPbGPU.— 2012.— №1(142).— S.243–250. (rus.)

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ /AUTHORS

КОЛОСОВА Дарья Дмитриевна — аспирант Санкт-Петербургского государственного политехнического университета; 195251, ул. Политехническая, 29, Санкт-Петербург, Россия; e-mail: dari-kati@inbox.ru

KOLOSOVA Daria D. — St.-Petersburg State Polytechnical University; 195251, Politekhnikeskaya Str. 29, St.-Petersburg, Russia; e-mail: dari-kati@inbox.ru

ВОВК Мира Павловна — программист Санкт-Петербургского государственного политехнического университета; 195251, ул. Политехническая, 29, Санкт-Петербург, Россия; e-mail: vovk.mira@mail.ru

VOVK Mira P. — St.-Petersburg State Polytechnical University; 195251, Politekhnikeskaya Str. 29, St.-Petersburg, Russia; e-mail: vovk.mira@mail.ru

МОЛОДКИНА Людмила Михайловна — доктор физико-математических наук профессор кафедры гражданского строительства и прикладной экологии Санкт-Петербургского государственного политехнического университета; 195251, ул. Политехническая, 29, Санкт-Петербург, Россия; e-mail: asminaster@gmail.com

MOLODKINA Ludmila M. — St.-Petersburg State Polytechnical University; 195251, Politekhnikeskaya Str. 29, St.-Petersburg, Russia; e-mail: asminaster@gmail.com

ЧУСОВ Александр Николаевич — кандидат технических наук доцент заведующий кафедрой гражданского строительства и прикладной экологии Санкт-Петербургского государственного политехнического университета; 195251, ул. Политехническая, 29, Санкт-Петербург, Россия; e-mail: chusov17@mail.ru

CHUSOV Alexander N. — St.-Petersburg State Polytechnical University; 195251, Politekhnikeskaya Str. 29, St.-Petersburg, Russia; e-mail: chusov17@mail.ru