НАУЧНАЯ СТАТЬЯ

УДК 544:66.02

ВОЗДЕЙСТВИЕ ОЗОНИРОВАНИЯ И ПЕРОКСИДА КАЛЬЦИЯ НА ФИЛЬТРАТ ПОЛИГОНА ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ

Илья Сергеевич Ткаченко[1], Татьяна Георгиевна Шимко[2], Маргарита Львовна Кулешова[2], Роман Викторович Сергеев[2], Сергей Николаевич Ткаченко[1]

[1] Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, химический факультет, ООО НВФ «ТИМИС»
[2] Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, геологический факультет

Автор, ответственный за переписку: Илья Сергеевич Ткаченко, timis@timis.ru

Аннотация. В работе экспериментально исследованы два способа проведения стадии окисления полигонного фильтрата: озонирование и добавка пероксида кальция (CaO_2). Окисление проводили в целях разрушения органо-металлических комплексов для дальнейшей иммобилизации тяжелых металлов на противомиграционных барьерах. Выполнено озонирование фильтрата в двух режимах и исследована добавка пероксида кальция в соотношении к фильтрату 1:20. Проведена сравнительная оценка результатов применения этих методов на примере фильтрата полигона промышленных и бытовых отходов «Саларьево».

Ключевые слова: полигон ТБО, озонирование, пероксид кальция, окисление фильтрата ТБО

DOI: 10.55959/MSU0579-9384-2-2026-67-6-429-443

Финансирование. Работа выполнена в рамках государственного задания по госбюджетной теме геологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова, Рег. № ЦИТИС АААА-А16-116033010108-8.

Для цитирования: Ткаченко И.С., Шимко Т.Г., Кулешова М.Л., Сергеев Р.В., Ткаченко С.Н. Воздействие озонирования и пероксида кальция на фильтрат полигона твердых бытовых отходов // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 2. Химия. 2026. Т. 67. № 6. С. 429–443.

ORIGINAL ARTICKLE

EFFECTS OF OZONATION AND CALCIUM PEROXIDE ON MUNICIPAL SOLID WASTE LANDFILL FILTRATE

Ilya S. Tkachenko[1], Tatyana G. Shimko[2], Margarita L. Kuleshova[2], Roman V. Sergeev[2], Sergey N. Tkachenko[1]

[1] Lomonosov Moscow State University, Faculty of Chemistry, NPF TIMIS LLC
[2] Lomonosov Moscow State University, Faculty of Geology

Corresponding author: Ilya S. Tkachenko, tcorporation1955@mail.ru

Abstract. This study experimentally investigated two methods for performing the oxidation stage of landfill leachate: ozonation and the addition of calcium peroxide (CaO_2) to destroy organometallic complexes for subsequent immobilization of heavy metals on anti-migration barriers. Leachate was ozonated in two modes, and the addition

© Ткаченко И.С., Шимко Т.Г., Кулешова М.Л., Сергеев Р.В., Ткаченко С.Н., 2026

of calcium peroxide at a 1:20 ratio to the leachate was studied. A comparative evaluation of the results of these methods was conducted using leachate from the Salaryevo industrial and municipal waste landfill as an example.

Keywords: ozonation; calcium peroxide; landfill leachate oxidation

Financial Support. The work was performed within the framework of the state assignment Reg. No. CITIS AAAA-A16-116033010108-8

For citation: Tkachenko I.S, Shimko T.G., Kuleshova M.L., Sergeev R.V.,.Tkachenko S.N. Effects of ozonation and calcium peroxide on municipal solid waste landfill filtrate // Vestn. Mosk. un-ta. Ser. 2. Khimiya. 2026. T. 67. № 6. S. 429–443.

Введение

Фильтрат полигонов твердых бытовых отходов (ТБО) является опасным фактором негативного воздействия на подземные и поверхностные воды. Весьма существенное влияние на миграционную способность химических элементов оказывают органические соединения в свалочных отложениях. Благодаря их участию в различных физических, химических и биохимических процессах, многие химические элементы, входившие в состав отходов, обнаруживаются впоследствии в подземных водах в заметных концентрациях даже на больших глубинах [1].

Внимание, которое в настоящее время уделяется экологическим вопросам обращения с бытовыми отходами, требует разработки технологий, позволяющих оптимальным образом обеспечивать безопасность эксплуатации полигонов. В первую очередь, это технологии очистки полигонного фильтрата до приемлемых уровней концентраций загрязняющих веществ в нем. В зависимости от условий функционирования полигона очищенный фильтрат может сбрасываться в канализационные сети, поступать обратно в тело полигона для его увлажнения (рециркуляция) или сливаться в поверхностные водоемы. Это определяет требуемую степень очистки фильтрата.

Как следует из литературных данных [2, 3], в современных городских отходах доля биодеградируемых отходов (пищевые, садово-парковые отходы, бумага, древесина, некоторые виды текстиля, кожа) составляет примерно 78% от общей массы ТБО. Металлы и пластмассы в теле свалки составляют около 2% и подвергаются химической переработке. На долю балласта (камни, стекло и другие неразлагающиеся строительные материалы) приходится примерно 6%. Морфологический состав отходов зависит от климатической зоны, рациона питания населения, наличия бытовых услуг и специфики промышленного производства. Соответственно, состав полигонного фильтрата будет различаться на разных объектах захоронения отходов. Однако общим является его многокомпонентный состав, присутствие сложных органических соединений, являющихся продуктами биодеградации органического вещества, а также токсичных соединений тяжелых металлов, претерпевающих химические изменения в процессе «жизненного цикла» полигона.

Жидкость, образующаяся в теле свалок и полигонов в результате химических взаимодействий, называется фильтратом [3, 4]. Характеристики полигонного фильтрата зависят от ряда факторов, включая характер размещаемых отходов, «возраст» свалки, погодные условия, конструкцию и средства эксплуатации полигона отходов [5–7].

Исследование инновационных способов очистки полигонного фильтрата до уровня содержания концентрации опасных веществ, приемлемых для окружающей среды, имеет большую практическую значимость.

Формирование состава полигонного фильтрата

В основе разложения органических веществ лежат окислительно-восстановительные процессы, в которых окислителем может быть либо кислород (аэробные условия), либо элементы с переменной валентностью Fe^{2+}/Fe^{3+}, Mn в разных степенях окисления, оксиды азота, серы и другие окислители, а также органическое вещество (анаэробные условия). При взаимодействии органических веществ с сильными окислителями может происходить их полное или неполное окисление. Эти процессы детально рассмотрены в работе [1]. Остановимся на основных положениях.

В целом, в аэробных условиях окисление органического вещества в свалках в присутствии ферментов может проходить при полном потреблении

кислорода до CO_2 и H_2O с образованием восстановленных форм азота и серы. Обычно первая (аэробная) фаза разложения органики длится от 1 года до 10 лет, что определяется условиями складирования отходов и режимом рециркуляции фильтрата. При низкой плотности упаковки отходов аэробное окисление сопровождается выделением большого количества тепла, температура может возрастать до 80–90 °C. В таких условиях жизнедеятельность микроорганизмов ослабевает, часть из них гибнет.

По мере расходования кислорода начинают преобладать *анаэробные условия*, и в качестве окислителей действуют такие соединения, как нитраты, сульфаты, оксиды железа и марганца. Ведущую роль в разложении органических компонентов на полигонах ТБО играют анаэробные микробиальные процессы. Анаэробное разложение проходит в две стадии: ацетогенную (кислую) и метаногенную. В ацетогенной фазе деградация проходит в несколько этапов. На первом осуществляется гидролиз, на втором – образование органических кислот, снижение окислительно-восстановительного потенциала и pH среды. Фазы ацетогенеза и активного метаногенеза могут продолжаться до 30–40 лет, а при низком содержании влаги (<40%) – до 50 лет.

Содержание тяжелых металлов в фильтрате на разных этапах функционирования полигона заметно различается [8], что можно объяснить разницей в количестве органического вещества и наличием стадии ферментации. В течение стадии ацидофикации (аэробные условия, молодой фильтрат) металлы более растворимы, поскольку фильтрат обладает низким значением pH 5–7 и происходит связывание металлов ионами свободных карбоновых кислот. В стадии метаногенной ферментации (анаэробные условия) кислот практически нет (pH > 7) и имеется относительно небольшое количество органических соединений, способных удерживать металлы в растворенном состоянии. В результате концентрация ионов металлов в растворе резко снижается, за исключением свинца, который образует устойчивые комплексы с гумусовыми кислотами.

Миграция тяжелых металлов в природной среде тесно связана с проблемой образования их комплексов с органическим веществом природного или техногенного происхождения [8, 9]. Фильтрат, формирующийся внутри свалочного тела, насыщен органическим веществом, которое поступает на свалку вместе с отходами или образуется в теле свалки в результате процессов деградации. В этой среде создаются наиболее благоприятные условия для образования комплексных соединений с металлами, присутствующими в отходах, возможного перевода их в растворимые формы, а также для миграции с водными потоками в окружающую среду. Подробное изучение состава органической части фильтратов свалок ТБО проведено в работе Е.Г. Семина, А.В. Бекренева, А.Ю. Бекетова и др. [10]. В фильтрате Воронежского полигона [10] (полигон эксплуатируется с 1992 г.) установлено присутствие 58 органических соединений, среди которых идентифицировано 17 одноосновных кислот алифатического и ароматического рядов, одноосновная циклогексанкарбоновая кислота и фенол. Все соединения способны образовывать комплексы с ионами тяжелых металлов. Суммарное содержание этих кислот составляет примерно 30 ммоль/л. Авторы [10] исследовали возможность комплексообразования между присутствующими в фильтрате ионами металлов и карбоновыми кислотами, используя константы устойчивости комплексных соединений. Результаты показали, что наиболее прочные соединения образуют салицилат-ионы с ионами железа (III) – $Fe(Sal)_3$. Проведя сугубо приблизительные расчеты по возможно полной координации всех присутствующих в фильтрате полигона ионов металлов, образующих наиболее устойчивые комплексные соединения с органическими кислотами, авторы [10] показали, что в фильтрате присутствует большое количество одноосновных кислот. Создается избыток ионов лигандов, достаточный для поддержания равновесных концентраций молекул самих лигандов и комплексных соединений. Проведенные расчеты позволили сделать вывод о полной закомплексованности ионов металлов в фильтрате свалочного полигона. Для разных металлов преимущественными формами нахождения в водном растворе могут являться комплексные катионы, комплексные анионы и нейтральные комплексные соединения. Катионная форма наиболее характерна для ионов бериллия, магния, кальция, стронция, бария и хрома. Анионные комплексы склонны образовывать ионы меди, кадмия, ртути, свинца, иттрия и таллия. Нейтральные формы преимущественны для ионов лития, алюминия, марганца, железа, никеля, кобальта, цинка, ванадия, циркония, титана и серебра [10].

Приведенные данные показывают исключительно сложную природу формирования состава фильтрата. При разработке системы его очистки

необходимо учитывать превращения химических соединений в те или иные формы и в зависимости от этого использовать определенные методы на разных стадиях обработки[11, 12].

Биологическая очистка [13–15] в настоящее время является одним из способов обработки сточных вод свалок и представляет собой хорошо изученный и разработанный процесс. У нее, как и у каждого метода очистки, есть свои недостатки: сравнительно большие капитальные вложения, зависимость эффективности очистки от температуры и pH раствора, опасность отравления работающих микроорганизмов какими-либо ядами. С учетом характеристик фильтрата могут быть разработаны различные методы очистки для конкретного участка [14, 16].

Поскольку биоочистка (Bio) не дает полной гарантии безопасности за счет избирательной деятельности бактериальной среды, то вышедшая после нее вода должна быть подвержена дополнительной окислительной обработке [14, 15]. В [16] показано, что озон (O_3) способен разрушить устойчивые органические соединения данных стоков и улучшить биоразлагаемость жидких отходов свалок. Например, биополимеры [17] хорошо разрушаются озоном, а продукты озонирования устраняются биологическим методом. Стратегия такой переработки заключается в использовании менее загрязненной воды для озонирования и более загрязненной – для биоочистки. Таким образом, очистка становится дешевле.

Авторы [15] взяли за меру эффективности очистки понижение величины ХПК (с определенными оговорками это допустимо) и оценили определенную расчетную зависимость эффективности для следующих процессов: 1) Bio–O_3 (A), 2) Bio–O_3–Bio (B), 3) Bio–O_3–Bio–O_3–Bio (C). Расчет, приведенный в табл. 1, производили для фильтрата свалки с расходом 1 м^3/ч и ХПК 2200 мг/л. В табл. 1 показано, что требуемое

Таблица 1

Изменение ХПК при разных технологиях очистки [14]

Поток воды 1 м^3/ч	ХПК (мг/л) (A)	ХПК (мг/л) (B)*	ХПК (мг/л) (C)
Содержание начальное	2200	2200	2200
Вклад биологической очистки I	1100	1100	1100
Вклад озонирования I	150	300	900
Вклад биологической очистки II	–	150	500
Вклад озонирования II	–	–	300
Биологическая очистка III	–	–	150
ХПК – уменьшение при разложении	2050	2050	2050
ХПК – уменьшение при биологической очистке (I + II + III)	1100	1250 (150+11000	1650 (150 + 400 + 1100)
ХПК – уменьшение при озонировании (I + II)	950	800	400
Требуемое количество озона (ХПК – уменьшение от озонирования x 2,5)	г/ч 2375	г/ч 2000	г/ч 1000
ХПК уменьшение при биологической очистке	54%	60%	80%
ХПК уменьшение при озонировании	46 %	40%	20%
Требуемое количество озона	100 %	50 %	0 %
Фактор F (количество озона/уменьшение ХПК при озонировании + биология (II + III)	2,5	2,1	1,1

* Технология (B) успешно применяется при отчистке стоков свалок в Германии. LLTP Braunschwig, LLTP Munst, LLTP Fernthel в Германии [15].

количество озона в 2375 г/ч в случае простейшей технологии (A) уменьшается до 1000 г/ч для наиболее сложных технологий (B и C).

Сложный состав фильтрата определяет сложность его очистки. Для этого используют различные биохимические (денитрификация, нитрификация с использованием активного ила и прикрепленной микрофлоры) и физико-химические (коагуляция, флокуляция, сорбция, обратный осмос, озонирование, электрохимическое окисление, ультрафиолетовое облучение) методы.

Опубликовано много обзорных статей о фильтрате, в том числе о методах его обработки [18], характеристиках различных фильтратов [19], применении микробиологических реакторов (MBR) совместно с мембранами [20], а также об извлечении полезных компонентов в процессе очистки, оценке токсичности фильтрата свалок [21, 22]. В обзоре [23] приведены исследования электрохимического процесса, а в статье [24] – обзор о биологической очистке фильтрата.

В настоящее время часто используют комбинацию микробиологических биореакторов (MBR) и технологии мембранной фильтрации (например, нанофильтрацию и обратный осмос). Они широко применяются при очистке фильтратов свалок в США, Европе и других развитых странах благодаря эффективному удалению широкого ряда неорганических и органических веществ [25] для достижения соответствия стандартам очистки, которые становятся все строже.

При этом существует проблема утилизации концентрата от мембран. Это побочный продукт мембранной обработки, который обычно составляет 13–30% по объему от поступающего фильтрата [25, 26]. В случае использования микрофильтрации (MF) или ультрафильтрации (UF) концентрат содержит большое количество взвешенных и коллоидных частиц, а при использовании нанофильрации (NF) – большое количество растворенных ионов и низкомолекулярных органических соединений [25–28]. Эти концентраты весьма токсичны. Как правило, концентрации загрязняющих веществ в концентрате оказываются в два-четыре раза выше, чем в фильтрате [29]. Кроме того, металлы в фильтратах достаточно быстро выводят дорогостоящие мембраны из строя [30].

Значительное снижение $БПК_5$, общего аммиака и фосфатов может быть достигнуто путем внедрения микробиологической обработки перед мембранным процессом. Однако для устранения ряда других загрязнителей необходимо применение таких физико-химических процессов, как коагуляция, адсорбция и осаждение в твердую фазу [31].

Среди инновационных физико-химических методов для деструкции с помощью ряда радикалов сложноудаляемых органических веществ и увеличения способности фильтрата к биологическому разложению можно назвать такие авангардные (усовершенствованные) процессы окисления (АОП), как фентон-процесс [32], озонирование [33], электрохимический процесс [34]. Электрохимические АОП-технологии могут эффективно разлагать сложноудаляемые органические вещества без вторичного загрязнения [35]. Однако в целях обработки фильтрата они тяжело внедряются из-за высоких эксплуатационных затрат и неспособности соответствовать текущим стандартам выбросов по ряду тяжелых металлов. Следует отметить, что на сегодняшний день практически не встречается статей, посвященных очистке фильтрата свалок с помощью пероксида кальция (CaO_2). Таким образом, эффективной очистки фильтрата удается добиться, только используя многоступенчатые (интегрированные) схемы обработки, включающие стадии окисления, осаждения, сорбции, с несколькими промежуточными этапами фильтрации для соответствия стандартам сброса.

Общепринятых стандартизированных технологий, внедренных в практику на объектах захоронения отходов, в России практически нет. В приведенной литературе имеются данные о разработках тех или иных инновационных схем очистки, испытанных на лабораторном уровне и рекомендованных к внедрению. Информации об их практическом применении с оценкой эффективности работы системы и приведением данных о контрольных измерениях концентраций стоков в российских литературных источниках мало. Поиск новых оптимальных и эффективных технологий очистки полигонного фильтрата является актуальной задачей.

Настоящие исследования по выбору способа окисления фильтрата на первой стадии обработки проводили в целях сравнительной оценки эффективности методов озонирования и обработки пероксидом кальция для дальнейшего их применения на вновь создаваемых полигонах твердых бытовых отходов (ТБО). Высвобождение тяжелых металлов из органо-металлических комплексов при окислении органики сделает возможным использование относительно дешевого способа очистки фильтрата от них за счет сорбции

Таблица 2

Состав фильтрата на полигоне ТПБО «Саларьево» (пруд-отстойник сбора фильтрата)

Элемент, (показатель)	ПДК (р/х),* мг/л	Среднее превышение над ПДК (р/х), (в *n* раз)	Фильтрат полигона ТПБО «Саларьево», мг/л (номер образца)				
			05.2019 Мосводоканал НИИпроект	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4
1	2	3	4	5	6	7	8
Li	0,08	2,6–3,8	–	0,27[2)]	0,21	0,21	0,30
B	0,5	8–12	–	6,1	5,9		4,1
Ti	0,06	1–4	–	0,05	0,29	0,07	
V	0,001	22–63	–	0,022	0,063	0,030	0,046
Cr^{3+}/Cr^{6+}	0,07/ 0,02	2–4	0,08	0,05	0,12	0,07	0,27
Mn	0,01	100–390	3,92	2,13	3,70	1,10	2,52
Fe	0,1	14–116	20,1	1,35	12	1,7	8,4
Co	0,01	2–3,5	–	0,01	0,04	0,03	0,02
Ni	0,01	3,6–15	0,15	0,04	0,09	0,09	0,05
Cu	0,001	13–155	0,083	0,005	0,058	0,013	0,028
Zn	0,01	2,6–15,5	0,29	0,16	0,03	0,03	0,03
Sr	0,4	5,5–8,7	3,5	2,7	3,1	2,2	2,3
Mo	0,001	3,5–33	–	0,003	0,033	0,011	0,020
Cd	0,005	1,5	0,007	0,0001	0,0001	0,0004	< ПО [2)]
W	0,0008	15–40	–	0,020	0,032	0,012	–
Pb	0,006	35	0,21	< 0,005	< ПО	0,004	< 0,005
Al	0,04	1,4–67	2,7	0,11	–	0,06	0,06
Na	120	6–9	912	61	–	1046	767
K	50	5–7	307	313	–	349	238
Ca	180	1,2	–	111	–	133	209
Mg	40	2–2,5	–	96	–	85	83
SO_4^{2-}	100	2,8	–	–	273	–	276
Cl^-	300	3–5	974	–	1416	–	1466
F^-	0,75	11	7,92	–	–	–	< ПО
PO_4^{3-}	0,5–0,2	50–200	10,6	–	< ПО	–	< ПО
NO_3^-	40	17,4	–	–	< ПО	–	< ПО
NO_2^-	0,08	16	1,25	–	< ПО	–	< ПО
$N_{общ.}$	<1	–	351	–	–	–	273
NH_4^+	0,5	170	342	–	–	–	–
Щелочность общая	–	–	–	50	–	–	67
$C_{орг.}$	5	–	–	–	–	–	353
ХПК, мгO_2/л	<30	30–54	1610	–		–	914
БПК$_5$, мгO_2/л	3	110	548	–	–	–	548
БПК$_5$/ ХПК	–	–	0,3	–	–	–	0,6

* ПДК (р/х) – ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения [44]; < ПО – значения показателей в фильтрате ниже предела обнаружения.

на поглотительных барьерах из природных глинистых грунтов [36, 37].

Методы эксперимента

Объект исследования. В качестве раствора для экспериментов был взят фильтрат с полигона твердых промышленных и бытовых отходов (ТПБО) «Саларьево». В целях выявления основных показателей загрязнения были обобщены данные по химическому анализу дренажных вод объекта «Саларьево» в течение года. В табл. 2 приведены показатели загрязнения (содержание металлов, органики и др.). Данные частично предоставлены МосводоканалНИИпроектом, а также получены авторами в ходе проведения исследований в лабораториях биолого-почвенного и геологического факультетов МГУ имени М.В. Ломоносова. Содержание макро- и микроэлементов в пробе № 4 определяли на оптическом эмиссионном спектрометре с индуктивно-связанной плазмой Agilent 5110 (Agilent Technologies, точность 20–25%) по методу [38, 39], содержание основных анионов – на ионном хроматографе Dionex ICS-2000 (Thermo) [40], растворенного органического углерода ($C_{орг.}$) [41] (прибор LiquiTOC-trace) и общего азота ($N_{общ.}$) [42] – на жидкостном анализаторе LiquiTOC-trace (Elementar). Химическое потребление кислорода (ХПК(COD)) определялось с использованием фотометрии по ГОСТ 31859-2012 [43]. При определении химического состава проб № 1–3 использовали метод масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на ICP-MS Thermo Scientific, серия XII [38].

Из приведенных в табл. 2 данных следует, что все основные показатели, характеризующие стоки полигона «Саларьево», значительно превышают значения ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения. Наибольшее загрязнение можно отметить по таким металлам, как B, V, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo, W, Pb, Al, а также по нитрат-, нитрит-, фосфат-ионам и иону аммония. Показатели ХПК и $БПК_5$ также превышают нормируемые показатели в 30–50 и 100 раз соответственно.

Исследования проводили на фильтрате полигона «Саларьево», прошедшем рекультивацию и находящемся в стадии метанообразования, когда происходит анаэробная деградация органического вещества. В молодом фильтрате новых свалок следует ожидать более высоких концентраций тяжелых металлов, чем в фильтрате с полигона «Саларьево».

Основные приемы обработки фильтрата, согласно литературным источникам, должны включать стадию окисления, на которой необходимо добиться максимально эффективного окисления органических соединений и разрушения органо-металлических комплексов для осуществления последующей сорбции металлов на сорбционном барьере. Задача – очистка фильтрата (дренажных вод) до уровня ПДК, установленных для водоемов рыбохозяйственного назначения [44].

В экспериментах испытаны два способа проведения стадии окисления фильтрата: 1) озонирование, 2) добавка пероксида кальция (CaO_2). Проведена сравнительная оценка результатов применения этих методов.

Озонирование фильтрата. Озонирование проводили на опытно-промышленной озонаторной установке в лаборатории КГЭ химического факультета МГУ. Упрощенная схема экспериментальной установки озонирования полигонного фильтрата показана на рис. 1, фотография установки приведена на рис. 2.

Концентрацию озона в озоно-кислородной смеси на входе в реактор поддерживали на уровне 15 мг/л. Концентрацию озона после озонатора в реакторе регистрировали в озонометре «Медозон-245/5». Оставшийся в газовой фазе озон разрушался до кислорода в деструкторе остаточного озона на катализаторе гопталюм марки ГТТ [45].

Обработка фильтрата пероксидом кальция выполнялась параллельно с озонированием на отдельных образцах фильтрата. Пероксид кальция (CaO_2), далее ПК, может легко освобождать кислород при контакте с водными средами.

ПК в течение многих лет широко используется в сельском хозяйстве, садоводстве и лесоводстве для обеспечения внешним кислородом. Как один из наиболее термостабильных неорганических пероксидов, ПК считается универсальным и эффективным твердым источником перекиси водорода. С развитием технологий защиты окружающей среды ПК стали широко применять для очистки сточных вод, контроля летучих органических соединений, ингибирования цианобактерий и восстановления отложений, почвы и подземных вод [46, 47].

Результаты и обсуждение

Для снижения уровня загрязнения фильтрационных вод были опробованы методы озонирования и внесения добавок пероксида кальция.

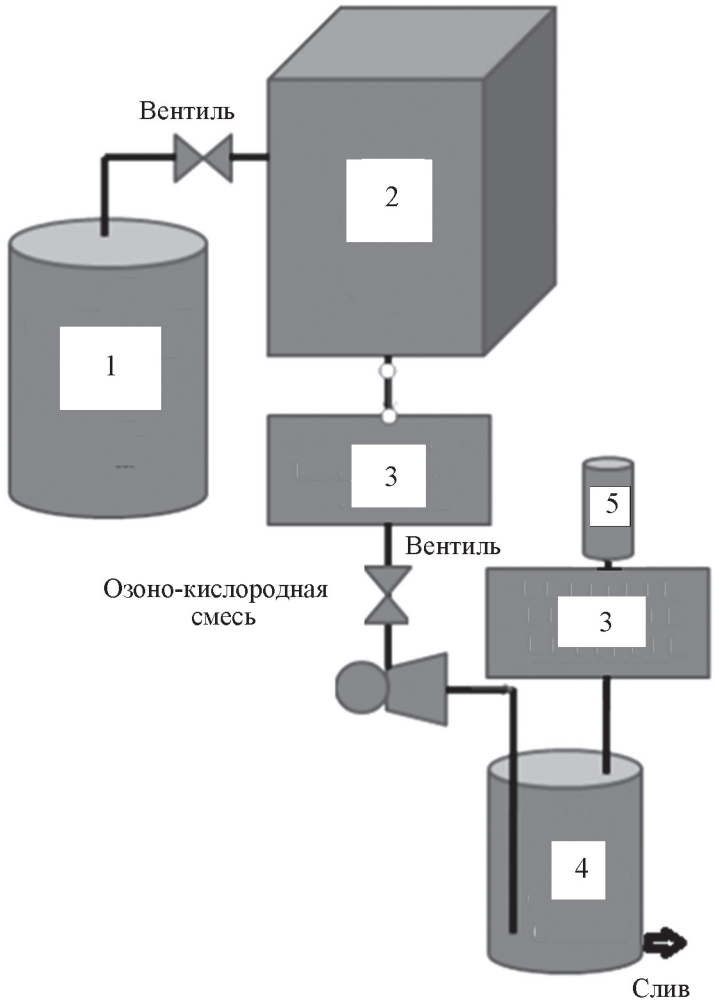


Рис. 1. Схема установки озонирования «ТИМИС»: 1 – концентратор кислорода (С[O_2]= до 92 об.%); 2 – озонатор (блок генерирования озона) производительностью до 4 г/ч и концентрацией озона в получаемой озоно-воздушной смеси от 0 до 100 мг/л; 3 – измеритель производительности озонатора и концентрации озона; 4 – барботажный реактор озонирования; 5 – деструктор остаточного озона с катализатором гопталюм марки ГТТ. Расход озоно-кислородной смеси 1,7 л/мин

Воздействие на фильтрат озонированием. Экспериментальное озонирование проводили в два этапа. На первом этапе (1-ое озонирование в табл. 3) фильтрат подвергали воздействию озона с дозой 0,5 г/л в течение 10 мин, на втором этапе (2-ое озонирование в табл. 3) доза озона составила 1,5 г/л, время воздействия 30 мин. После первого озонирования была отобрана проба для анализа ее состава, после повторного озонирования первой пробы были также определены показатели состава озонированного фильтрата. Результаты приведены в табл. 3, где показано, что использованный режим озонирования снизил в разной степени (от 30 до 90%) содержания в фильтрате Cr, Mn, Fe, Zn, Sr, Mo, а довести до уровня ПДК удалось лишь Al и Ca. При этом для Mn, Fe и Zn получено наибольшее снижение концентраций – на 73–93%. ХПК при втором озонировании (таб. 3) снизился на 67%, а общий органический углерод $C_{орг}$ – на 13%.

Воздействие на фильтрат пероксидом кальция. Эффективность очистки сточных вод при внесении в фильтрат пероксида кальция (ПК) оценивалась в опытах, где соотношение добавки ПК к фильтрату составляло 1:20 (10 г CaO_2 + 200 мл фильтрата), а время контакта смеси (при перемешивании) – 1 сутки. В исходном фильтрате и надосадочном растворе после контакта с ПК определяли содержание металлов и другие показатели загрязнения (табл. 4).

Обработка фильтрата путем добавления ПК показала значительный окислительный эффект.

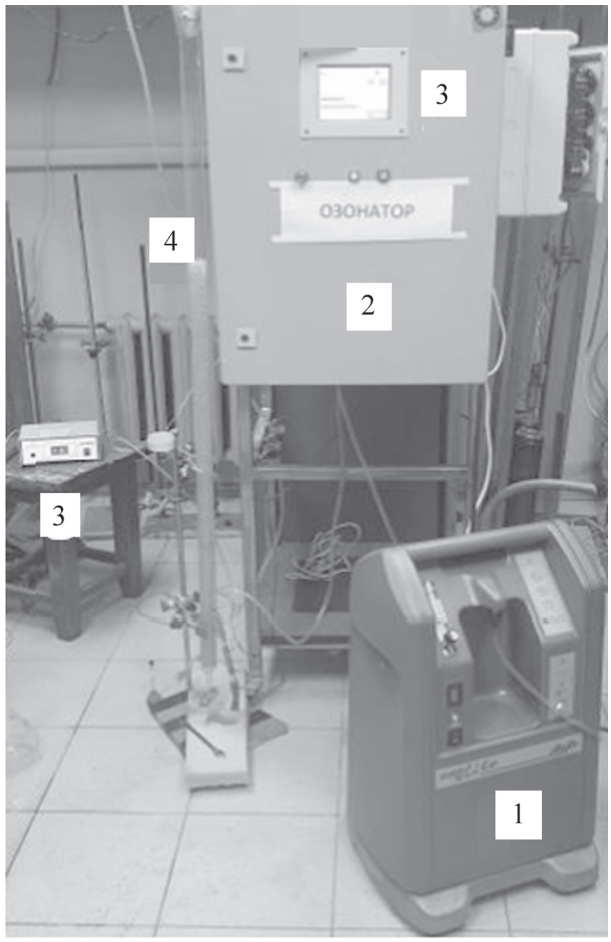


Рис. 2. фотография установки озонирования «ТИМИС»
(обозначения см. в подписи к рис. 1)

ХПК снизился на 56%, содержание органического углерода – на 42%, сульфатов – на 33%, азота – на 51%. Содержание большинства металлов (V, Mn, Fe, Co, Ni, Zn, Al) в фильтрате после взаимодействия с CaO_2 (1 сутки) снизилось до нормированного уровня ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения. B, Cr, Cu и Mo показали уменьшение концентраций в исследуемых стоках (от 36% для бора до 77% для меди), но их значения превышают ПДК р/х. Увеличение концентрации Sr, видимо, связано с извлечением его из органических комплексов, содержащихся в фильтрате.

Окисляющее воздействие ПК на фильтрат в данном случае оказалось более показательным, чем озонирование при экономически обоснованных дозах последнего. Отрицательным моментом метода окисления с помощью ПК (при заданных в эксперименте параметрах – соотношении добавки пероксида кальция к объему фильтрата и времени экспозиции) являются значительное повышение щелочности (до pH 13,5) и увеличение содержания кальция и стронция, а также высокое время экспозиции. Однако эти условия приводят к осаждению ряда тяжелых металлов в виде гидроокисей и карбонатов, очищая сточные воды от этих загрязнителей. Более подробно экспериментальное исследование добавок пероксида кальция к полигонному фильтрату описано в работах [46, 47]. На рис. 3 обобщены полученные данные о степени уменьшения загрязнений в фильтрате полигона ТПБО «Саларьево». Пероксид кальция производится в разных формах, с разными размерами частиц, что определяет скорость высвобождения кислорода и результативность окислительных процессов. Модификации ПК в виде синтезированных соединений с разными кислотами также могут дать положительный эффект. Последующая очистка фильтрата требует дальнейших исследований. Возможное решение может заключаться в подборе буферов, снижающих pH очищенного фильтрата, а также оптимальных величин добавки ПК к очищаемым стокам. Последнее важно с экономической точки зрения.

Таблица 3

Экспериментальные результаты озонирования дренажных вод (фильтрата) полигона «Саларьево»

Элемент, (показатель)	ПДК (р/х водоем), мг/л	Содержание элемента, мг/л			Снижение показателя загрязнения, %
		исходный фильтрат	1-е озонирование 10 мин	2-е озонирование 30 мин	
[1] Li	0,08	0,28	0,27	0,27	3,5
B	0,5	3,83	3,71	3,70	3,4
V	0,001	0,067	0,063	0,062	7,5
[2] Cr^{3+}/Cr^{6+}	0,07/0,02	0,23	0,08	0,08	67
Mn	0,01	0,74	0,07	0,05	93
Fe	0,1	5,8	0,7	0,9	85
Co	0,01	0,026	0,022	0,022	15
Ni	0,01	0,082	0,068	0,067	18
Cu	0,001	0,052	0,060	0,054	3,7
Zn	0,01	0,065	0,038	0,018	73
Sr	0,4	1,8	1,3	1,2	30
Mo	0,001	0,042	0,012	0,014	67
Cd	0,005	0,0012	0,0016	0,0013	7,7
[3] Al	0,04	2,51	0,08	0,03	99
Na	120	688	668	679	1
K	50	218	210	214	2
Ca	180	156	85	74	53
Mg	40	52	51	51	2
SO_4^{2-}	100	444	482	486	8,6
Cl^-	300	1121	1184	1176	5
F^-	0,75	< ПО	1,5	2,1	+
$N_{общ.}$	<1	273	269	282	3
Общая щелочность		67		43	36
$C_{орг.}$	5	353	346	306	13
ХПК, мгO_2/л	15–30	914	562	305	67
pH, ед.	6,5–8,5	7,79	8,4	8,4	

[1] Li – озонирование не влияет на снижение загрязнения исходного фильтрата; [2] Cr – озонирование снижает значение показателя загрязнения, но оно выше ПДК р/х.; [3] Al – озонирование доводит показатели загрязнения до уровня ПДК р/х; знак «+» означает увеличение показателя загрязнения.

Таблица 4

Влияние добавки ПК на очистку фильтрата полигон «Саларьево»

Элемент (показатель)	ПДК р/х, мг/л	Содержание элемента, мг/л		Снижение (увеличение) показателя загрязнения, %
		Исходный фильтрат	CaO_2 + фильтрат (соотношение 1/20)	
[1] Li	0,08	0,30	0,31	3,2
[2] B	0,5	4,1	2,6	36
[3] V	0,001	0,046	< ПО	100
Cr^{3+}/Cr^{6+}	0,07/0,02	0,27	0,13	50
Mn	0,01	2,522	0,007	99,7
Fe	0,1	8,396	0,025	99,7
Co	0,01	0,022	0,004	84
Ni	0,01	0,051	0,012	76
Cu	0,001	0,028	0,007	77
Zn	0,01	0,026	< ПО	100
Sr	0,4	2,321	3,244	[4] +40
Mo	0,001	0,0197	0,0056	72
Cd	0,005	< ПО	< ПО	
Al	0,04	0,055	0,016	79
Na	120	767	777	1,3
K	50	237	245	3,3
Ca	180	209	578	+176
Mg	40	83,3	0,47	99
SO_4^{2-}	100	276	185	33
Cl^-	300	1466	1430	2,5
$N_{общ.}$	<1	250	122	51
Общая щелочность		67	70	0
$C_{орг.}$	5	354	206	42
ХПК, мгO_2/л	<30	914	406	56
pH, ед.	6,5–8,5	7,75	13,55	+74

[1] Li – внесение CaO_2 не влияет на снижение загрязнения исходного фильтрата; [2] Cr – внесение CaO_2 снижает значение показателя загрязнения, но оно выше ПДК р/х.; [3] Mn – внесение CaO_2 доводит показатели загрязнения до уровня ПДКр/х; [4] знак «+» означает, что внесение CaO_2 увеличивает значение показателя загрязнения на 40%; погрешность измерения составила 5%.

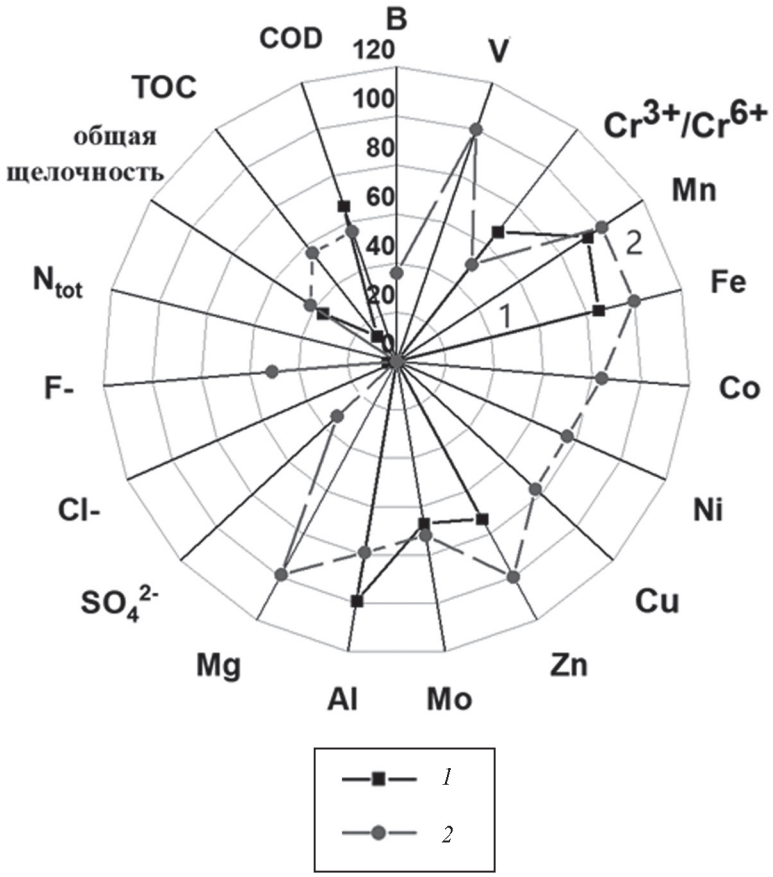


Рис. 3. Степень уменьшения загрязнений (%) в стоках свалки «Саларьево»:
1 – после озонирования (O_3), *2* – после окисления пероксидом кальция (ПК)

Результаты, полученные с помощью метода озонирования, не свидетельствуют о неэффективности метода, а говорят лишь о том, что при озонировании параметры процесса (концентрация озона и время его воздействия) определяют результат. Подбор режима имеет первостепенное значение, а он, в свою очередь, зависит от состава и концентрации соединений в обрабатываемом растворе. Очевидно, в данном случае необходимо воздействие более концентрированным озоном. Но при этом необходимо учитывать и возможность образования побочных продуктов, которые могут оказаться более стойкими и токсичными соединениями, чем первичные. Возможна «финишная» доочистка фильтрата озоном после первичной обработки пероксидом кальция.

Заключение

Проведена оценка двух методов окисления полигонного фильтрата: озонирование и обработка пероксидом кальция. Результаты экспериментов показывают, что оба метода могут применяться для разрушения органо-металлических комплексов на первой стадии обработки фильтрата. Высвобождение тяжелых металлов делает возможным их дальнейшую сорбцию и иммобилизацию на грунтовых или других поглотительных (сорбционных) экранах.

Показано, что доза озона 1,5 г/л снижает ХПК на 67%, а добавка пероксида кальция 1:20 приводит к уменьшению ХПК на 56%.

Впервые показано, что обработка фильтрата пероксидом кальция приводит не только к разрушению органического вещества, но и к выведению из раствора в нерастворимое состояние ряда токсичных металлов. Так, содержание металлов V, Mn, Fe, Co, Ni, Zn, Al в фильтрате после взаимодействия с CaO_2 снизилось до нормированного уровня ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения. Снижение концентрации составило от 76 до 100%. Значительное снижение концентрации в исследуемых стоках получено также для B, Cr, Cu и Mo (соответственно на 36, 50, 77 и 72%), однако в указанных

условиях значения ПДК по этим элементам достичь не удалось.

Впервые выполнено сравнение окисляющего эффекта от озонирования и перокисида кальция. При выбранных режимах обработки пероксид кальция оказал по ряду показателей более сильное окисляющее воздействие на фильтрат. Помимо того, что внесение данного реагента обеспечивает значительную очистку фильтрата от токсичных загрязнителей, продукты его превращений ($CaCO_3$, O_2, H_2O) относительно экологически безопасны. Отрицательным моментом этого метода (при заданных в эксперименте параметрах – соотношение добавки пероксида кальция к объему фильтрата, время экспозиции) является повышение щелочности до pH 13,5, а также увеличение содержания кальция и стронция.

Полученные результаты показывают перспективность выбранных методов окисления органических соединений в фильтрате свалок. Для достижения наилучших результатов следует совместно применять первичное окисление пероксидом кальция с последующим озонированием.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Путилина В.С., Галицкая И.В., Юганова Т.И. Влияние органического вещества на миграцию тяжелых металлов на участках складирования твердых бытовых отходов: аналит. обзор / ГПНТБ СО РАН ; ИГЭ РАН. Новосибирск, 2005. 100 с. (Серия «Экология»; вып. 76).
2. Глушанкова И.С. Моделирование состава фильтрационных вод санитарных полигонов захоронения твердых бытовых отходов // Геоэкология. 2004. № 4. С. 334–341.
3. Кудельский А.В., Поткин В.И., Лебедева Л.Д., Волкова Н.П. Вещественный состав и экотоксикологическая опасность свалок городских отходов // Доклады Национальной академии наук Беларуси. 2001. Т. 45. № 6. С. 90–96.
4. Rivas F.J., Beltrán F., Gimeno O., Acedo B., Carvalho F. Stabilized leachates: ozone-activated carbon treatment and kinetics // Water Research. 2003. Vol. 37. P. 4823–4834 (DOI: 10.1016/j.watres.2003.08.007).
5. Christensen T.H., Kjeldsen P., Albrechtsen H.J., Heron G., Nielsen P.H., Bjerg P.L., Holm P.E. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers // Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 1994. Vol. 24. P. 119–202 (DOI: 10.1080/10643389409388447).
6. Di Iaconi C., Ramadori R., Lopez A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate // Biochemical Engineering Journal. 2006. Vol. 31. P. 118–124 (DOI: 10.1016/j.bej.2006.03.011).
7. Wiszniowski J., Robert D., Surmacz-Gorska J., Miksch K., Weber J.V. Landfill leachate treatment methods: a review // Environmental Chemistry Letters. 2006. Vol. 4. P. 51–61 (DOI: 10.1007/s10311-005-0016-z).
8. Коныгин А.А. Геоэкологическая оценка методов и технологий очистки фильтрата полигонов твердых бытовых отходов: автореферат дис. к-та техн. наук. Москва, 2013. 25 с.
9. Фаттахова А.М. Совершенствование окислительных методов очистки сточных вод полигонов захоронения отходов (на примере Уфимского полигона отходов производства и потребления): автореферат дис. к. техн. наук. Самара, 2014. 24 с.
10. Семин Е.Г., Бекренев А.В., Бекетов А.Ю. и др. Специфические особенности вод фильтратов полигонов по захоронению твердых бытовых отходов на примере Воронежского полигона // Городское хозяйство и экология. 1999. № 2. С. 34–59
11. Gripa E., Daflon, S.D.A., de Almeida R., da Fonseca, F.V., & Campos J.C. (2023). Landfill leachate treatment by high-pressure membranes and advanced oxidation techniques with a focus on ecotoxicity and by-products management: A review. Process Safety and Environmental Protection, 173, 747–764 (https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.03.074).
12. Tizaoui C., Bouselmi L., Mansouri L., Ghrabi A. Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems // Journal of Hazardous Materials. 2007. Vol. 140. P. 316–324 (DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.06.028).
13. Gu Z., Yang Z., Song B., Li Q. Treatment of landfill leachate MBR effluent by ozone combined with a semi-aerobic aged refuse bioreactor // Journal of Water Process Engineering. 2025. Vol. 69. P. 106625 (https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106625).
14. Bila D.M., Filipe Montalvão A., Silva A.C., Dezotti M. Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement // Journal of Hazardous Materials. 2005. Vol. 117. P. 235–242 (DOI: 10.1016/j.jhazmat.2004.09.012).
15. Ried A., J. Mielcke. . 2007. Ozone Treatment - Key Technique to Process Waste Water for Various Targets // Proceedings of the 18th Ozone World Congress. Los Angeles (USA). Tue AM5-1.
16. Babaei S., Sabour M.R., Moftakhari S. Combined landfill leachate treatment methods: an overview // Environmental Science and Pollution Research. 2021. Vol. 28. P. 59594–59607 (DOI: 10.1007/s11356-021-16358-0).
17. Tyubaeva P., Zykova A., Podmasteriev V., Olkhov A., Popov A., Iordanskii A. The Investigation of the

Structure and Properties of Ozone-Sterilized Nonwoven Biopolymer Materials for Medical Applications // Polymers. 2021. Vol. 13. N 8. P. 1268 (DOI:10.3390/polym13081268).
18. Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., Pan, X., 2020. Recent advances in municipal landfill leachate: a review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. Sci. Total Environ. 703 (DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135468).
19. Vaccari, M., Tudor, T., Vinti, G., 2019. Characteristics of leachate from landfills and dumpsites in Asia, Africa and Latin America: an overview. Waste Manag. 95, 416–431 (DOI: 10.1016/j.wasman.2019.06.032).
20. Zhang J., Xiao K., Huang X., 2020. Full-scale MBR applications for leachate treatment in China: practical, technical, and economic features. J. Hazard Mater. 389, 122138 (DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122138).
21.Gu N., Liu J., Ye J., Chang N., Li Y.-Y., 2019. Bioenergy, ammonia and humic substances recovery from municipal solid waste leachate: a review and process integration. Bioresour. Technol. 293 (DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122059).
22. Лыков И.Н., Павлова О.П., Тихонова Г.А. Экологотоксикологические характеристики фильтрата полигонов твердых коммунальных отходов разных возрастов. Проблемы региональной экологии. № 5. 2020: раздел. 1. С. 21–24 (DOI:10.24412/1728-323X-2020-5-21-24).
23. Mandal P., Dubey B.K., Gupta A.K., 2017. Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: drawbacks, challenges and future scope. Waste Manag. 69, 250–273 (DOI: 10.1016/j.wasman.2017.02.003).
24. Miao L., Yang G., Tao T., Peng Y. 2019. Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments – a review. J. Environ. Manag. 235, 178–185 (DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.11.104).
25. Campagna M., Çakmakcı M., Yaman F.B., O¨zkaya B. 2013. Molecular weight distribution of a full-scale landfill leachate treatment by membrane bioreactor and nanofiltration membrane. Waste Manag. 33 (4), 866–870 (DOI: 10.1016/j.wasman.2012.11.013).
26. Hu Y., Lu Y., Liu G., Luo H., Zhang R., Cai X. 2018. Effect of the structure of stacked electro-Fenton reactor on treating nanofiltration concentrate of landfill leachate. Chemosphere 202, 191–197 (DOI: 10.1007/s11157-019-09504-3).
27. Guvenc S.Y., Dincer K., Varank G. 2019. Performance of electrocoagulation and electro-Fenton processes for treatment of nanofiltration concentrate of biologically stabilized landfill leachate. J. Water Process Eng. 31, 100863 (DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.100863).
28. Chen W., Gu Z., Wen P., Li Q. 2019. Degradation of refractory organic contaminants in membrane concentrates from landfill leachate by a combined coagulation- ozonation process. Chemosphere 217, 411–422 (doi:10.1016/j.chemosphere.2018.11.002).
29. Zhang Q.-Q., Tian B.-H., Zhang X., Ghulam A., Fang C.-R., He R. 2013. Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. Waste Manag. 33 (11), 2277–2286 (DOI: 10.1016/j.wasman.2013.06.033).
30. Sanguanpak S., Chiemchaisri W., Chiemchaisri C., 2019. Membrane fouling and micro- pollutant removal of membrane bioreactor treating landfill leachate. Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 1–26 (DOI: 10.1007/s11157-019-09514-z).
31. Ren X., Song K., Xiao Y., Zong S., Liu D. 2020. Effective treatment of spacer tube reverse osmosis membrane concentrated leachate from an incineration power plant using coagulation coupled with electrochemical treatment processes. Chemosphere 244, 125479 (DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.01.071).
32. Xu J., Long, Y., Shen D., Feng H., Chen T., 2017. Optimization of Fenton treatment process for degradation of refractory organics in pre-coagulated leachate membrane concentrates. J. Hazard Mater. 323, 674–680 (DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.10.027).
33. Wang H.-w., Li X.-y., Hao Z.-p., Sun Y.-j., Wang Y.-n., Li W.-h., Tsang Y.F. 2017. Transformation of dissolved organic matter in concentrated leachate from nanofiltration during ozone-based oxidation processes (O_3, O_3/H_2O_2 and O_3/UV). J. Environ. Manag. 191, 244–251. (10.1016/j.jenvman.2017.01.021).
34. Fernandes A., Labiadh L., Ciríaco L., Pacheco M.J., Gadri A., Ammar S., Lopes A., 2017. Electro-Fenton oxidation of reverse osmosis concentrate from sanitary landfill leachate: evaluation of operational parameters. Chemosphere 184, 1223–1229 (DOI:10.1016/j.chemosphere.2017.05.030).
35. Cui Y.-H., Xue W.-J., Yang S.-Q., Tu J.-L., Guo X.-L., Liu Z.-Q. 2018. Electrochemical/peroxydisulfate/Fe^{3+} treatment of landfill leachate nanofiltration concentrate after ultrafiltration. Chem. Eng. J. 353, 208–217 (DOI: 10.1016/j.cej.2018.07.116).
36. Жариков В.А., Сергеев В.И., Шимко Т.Г., Савенко А.В., Лапицкий С.А., Кулешова М.Л. Использование природных и искусственных геохимических барьеров для предотвращения антропогенного загрязнения окружающей среды: эксперимент и практика//В сборнике «Глобальные изменения природной среды–2001». Новосибирск, 2001. С. 333–340.
37.Кулешова М.Л., Шимко Т.Г., Данченко Н.Н., Авилина И.В., Степанова Н.Ю., Сергеев В.И. Природные глинистые грунты как материалы для создания инженерных барьеров безопасности при захоронении радиоактивных отходов // Вестн. Моск. Ун-та. Серия 4. Геология. 2023; (4):143–152 (doi.org/10.55959/MSU0579-9406-4-2023-63-4-143-152).
38. ГОСТ Р 56219-2014 (ИСО 17294-2:2003) «Вода. Определение содержания 62 элементов методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS)».
39. ГОСТ ISO/IEC 17025-2019. Общие требования к компетентности испытательных и калибровочных лабораторий.

40. ПНД Ф 14.1:2:4.132-98 . Методика выполнения измерений массовой концентрации анионов: нитрита, нитрата, хлорида, фторида, сульфата и фосфата в пробах природной, питьевой и сточной воды методом ионной хроматографии.
41. ГОСТ 31958–2012 «Вода. Методы определения содержания общего и растворённого органического углерода».
42. РД 52.24.532-2016 «Массовая концентрация общего азота в пробах природных и очищенных сточных вод».
43. Вода. ГОСТ 31859-2012. Метод определения химического потребления кислорода. 2019.
44. Приказ Росрыболовства от 26.05.2025 N 296 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».
45 Tkachenko S.N., Tkachenko I.S., Kramarenko V.A. Catalytic Destruction of Ozone in the Gas Systems of Accelerator Detector Units . Russian Journal of Physical Chemistry A, том 3, № 95, с. 570-576 (DOI: 10.1134/S0036024421030213).
46. Кулешова М.Л., Шимко Т.Г., Данченко Н.Н., Дроздова О.Ю. Оценка эффективности применения пероксида кальция для очистки фильтрационных вод полигонов ТКО // Вестн. Моск. ун-та. Серия 4. Геология. 2024. № 2. С. 129–143 (DOI: 10.55959/MSU0579-9406-4-2024-63-2-129-143).
47. Lu S., Zhang X., Xue Y. Application of calcium peroxide in water and soil treatment: a review // Journal of Hazardous Materials. 2017. Vol. 337. P. 163–177 (DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.04.064).

Информация об авторах

Илья Сергеевич Ткаченко – ст. науч. сотр. химического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова, канд. физ.-матем. наук, (tcorporation1955@mail.ru);

Татьяна Георгиевна Шимко – вед. науч. сотр. лаборатории охраны геологической среды геологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова, канд. геол.-мин. наук (tshimko@yandex.ru);

Маргарита Львовна Кулешова – ст. науч. сотр. лаборатории охраны геологической среды геологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова, канд. геол.-мин. наук (rita5715@mail.ru);

Роман Викторович Сергеев – аспирант кафедры инженерной и экологической геологии геологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова (romangeoeco@mail.ru);

Сергей Николаевич Ткаченко – заслуженный профессор МГУ, профессор химического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова, докт. хим. наук, лауреат Премии Правительства РФ в области науки и техники, председатель секции МОИП «Озон.Теория и практика», член Ученого совета Московского общества испытателей природы.

Вклад авторов

Все авторы сделали эквивалентный вклад в подготовку публикации.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Соблюдение этических стандартов

В данной работе отсутствуют исследования человека и животных.

Статья поступила в редакцию 12.02.2026;
одобрена после рецензирования 05.05.2026;
принята к публикации 25.05.2026.