

УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ ОТХОДОВ

УДК 550.424;628.4

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОЛИГОНА ТКО ДЛЯ ОБОСНОВАНИЯ МОНИТОРИНГОВЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ В ПОСТРЕКУЛЬТИВАЦИОННЫЙ ПЕРИОД

© 2022 г. И. В. Галицкая^{1,*}, В. С. Путилина^{1,**}, И. А. Костикова^{1,***}

¹ Институт геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН,
Уланский пер., 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия

*E-mail: galgeoenv@mail.ru

**E-mail: vputilina@yandex.ru

***E-mail: kostiran@yandex.ru

Поступила в редакцию 24.05.2022 г.

После доработки 20.06.2022 г.

Принята к публикации 25.06.2022 г.

На примере рекультивируемого полигона твердых коммунальных отходов (ТКО) предпринята попытка обосновать важность ориентированности инженерно-геологических и инженерно-экологических изысканий на получение данных для оценки существующей гидрогеохимической ситуации и прогноза ее изменения с целью обоснования рекультивационных мероприятий и программы мониторинга в пострекультивационный период. В качестве объекта исследования выбран полигон ТКО “Дубна Правобережная”. Приводятся результаты изучения химического состава и загрязненности фильтрата, подземных вод и грунтов на участке расположения исследуемого полигона. Рассмотрен подход к оценке состояния свалочного тела и подземных вод в условиях дефицита информации. На основе полученных натурных и расчетных данных определено, что некоторые участки свалочного тела на момент исследования находились в фазе ацетогенеза, тогда как другие – в фазе активного метаногенеза. Проанализированы особенности поведения в подземных водах хлорид-иона, тяжелых металлов, соединений азота. Проанализирован уровень загрязненности поверхностного слоя грунтов, определены основные геохимические ассоциации тяжелых металлов, оценена опасность грунтов как вторичного источника загрязнения подземных вод. Результаты оценки состояния свалочного тела и подземных вод наглядно показали необходимость определения более полного и представительного перечня показателей и компонентов для достоверного представления о сложившейся ситуации на территории расположения полигонов ТКО.

Ключевые слова: полигон ТКО, рекультивация, загрязнение, фильтрат, подземные воды, окислительно-восстановительные зоны

DOI: 10.31857/S0869780922050034

ВВЕДЕНИЕ

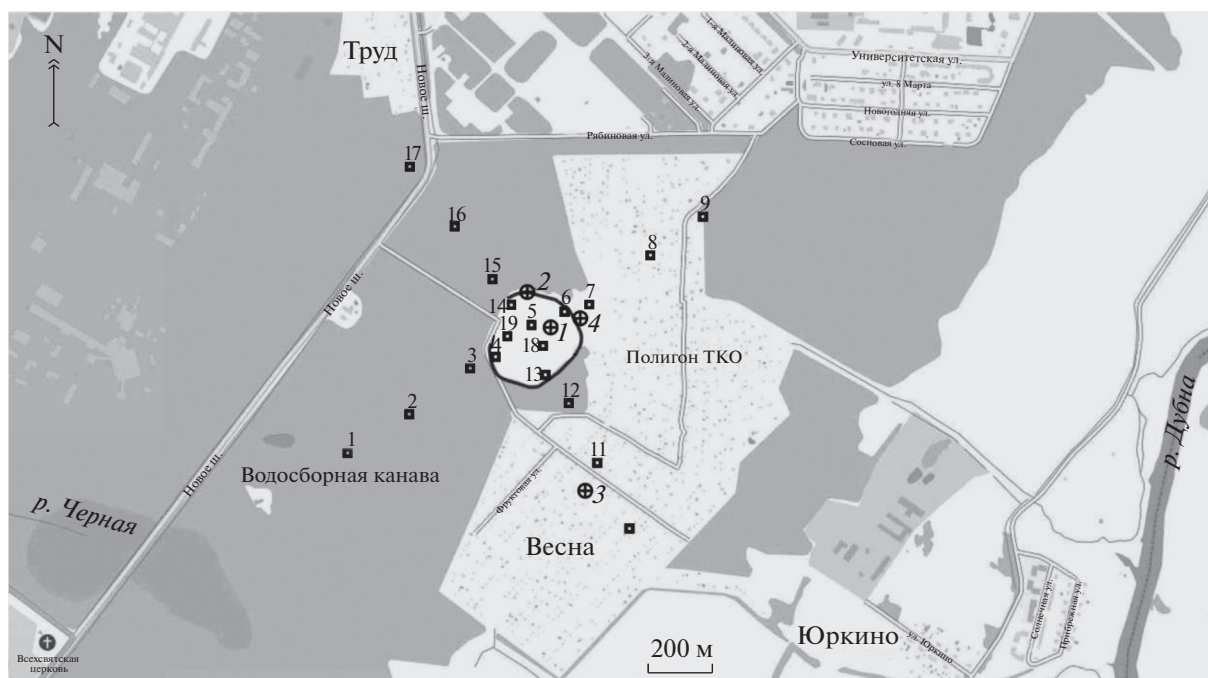
В настоящее время в России в рамках федерального проекта “Чистая страна” Национального проекта “Экология” проводится масштабная рекультивация свалок и полигонов ТКО, направленная на снижение негативного воздействия объектов накопленного вреда на окружающую среду. Московский регион лидирует в проведении мероприятий по закрытию исчерпавших свои возможности полигонов с последующей их рекультивацией.

При выборе направления рекультивации нарушенных земель в соответствии с ГОСТ Р 57446-2017¹

принимается во внимание целый ряд характеристик, в том числе фактическое и прогнозируемое состояние нарушенных земель к моменту рекультивации.

Необходимым этапом при разработке проектов рекультивации свалок и полигонов является проведение инженерных изысканий с целью получения необходимых и достаточных материалов для обоснования проектных решений, в том числе мероприятий по охране окружающей среды. Специфика территорий размещения свалок и полигонов определяется тем, что после рекультивации срок стабилизации свалочного тела может быть значительным, а загрязненные отложения на участке расположения объектов захоронения могут длительное время являться вторичным источником загрязнения подземных вод, а также

¹ ГОСТ Р 57446-2017 Наилучшие доступные технологии. Рекультивация нарушенных земель и земельных участков. Восстановление биологического разнообразия. Дата введения 2017-12-01. <https://docs.cntd.ru/document/1200145085>



⊕3 — точка отбора грунтовой воды; ■14 — пробные площадки отбора грунта

Рис. 1. Схема расположения полигона ТКО “Дубна Правобережная” с точками опробования.

представлять опасность для здоровья человека при распылении поверхностных слоев.

Цель настоящей статьи — обосновать важность ориентированности инженерно-геологических и инженерно-экологических изысканий на получение данных для оценки существующей гидрогеохимической ситуации и прогноза ее изменения, а также обоснования рекультивационных мероприятий и программы мониторинга в пострекультивационный период.

В качестве объекта исследования выбран полигон ТКО “Дубна Правобережная”.

Основные задачи:

- изучение химического состава фильтрата, подземных вод и грунтов на участке исследуемого полигона ТКО и оценка их загрязненности;
- определение стадии разложения свалочного тела на основе данных по составу фильтрата;
- исследование особенностей трансформации химического состава подземных вод, выяснение их окислительно-восстановительного состояния в зоне влияния свалки;
- анализ достаточности материалов инженерно-геологических и инженерно-экологических изысканий для прогноза гидрогеохимической ситуации и разработки программы мониторинга в пострекультивационный период.

ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЛИГОНА ТКО

Полигон ТКО “Дубна Правобережная” расположен на северо-западе Московской области. Полигон эксплуатировался более 60 лет. В 2020 г. рекультивация полигона завершена (рис. 1).

По данным инженерно-геологических изысканий, проведенных ООО “КОМПЛЕКС ПРОЕКТ” в 2019 г., в геологическом строении до исследованной глубины 40 м принимают участие верхне-среднечетвертичные аллювиально-флювиогляциальные и среднечетвертичные моренные отложения, перекрытые сверху насыпными (техногенными) грунтами и почвенно-растительным слоем.

Насыпные (техногенные) грунты (tQIV) представлены пластиком, стеклом, металлом, древесиной, текстилем, органическим веществом, с поверхности до глубины 0.6 м перекрыты песчано-глинистым грунтом. Техногенные грунты представляют собой переслаивание ТКО мощностью ~5.0 м и суглинка тугопластичного мощностью 0.5–0.6 м. Мощность насыпных грунтов изменяется в широких пределах от 0.8 до 17.7 м.

Аллювиально-флювиогляциальные отложения (afQII-III) представлены суглинком опесчаненным, тугопластичным, реже — полутвердым, мощностью 0.7–1.6 м; песком пылеватым, глинистым мощностью 0.4–1.2 м. Моренные отложения (gQII) представлены суглинком, опесчаненным, с включением дресвы и щебня, полутвер-

дым и твердым, вскрытой мощностью 13.5–21.4 м. Максимальная мощность насыпи – 21 м.

Информация о коренных отложениях района исследования получена по данным архивных материалов.

Коренные отложения представлены:

– нижнемеловыми (K_1) глинами опесчаненными, с галькой и валунами, мощностью до 23 м; песками разномерными, глинистыми, с редкой галькой, мощностью до 20 м;

– верхнеюрскими (J_3) глинами черными, с прослоями пестроцветной глины, мощностью до 1 м;

– верхнекаменноугольными (C_3) известняками белыми, трещиноватыми, мощностью 2.3 м; глинами пестроцветными с прослоями известняка и мергеля, мощностью 9.7 м; известняками белыми, серыми, крепкими, окварцованными, с частыми прослойками мергеля и глины, мощностью 62.0 м.

Гидрогеологические условия характеризуются наличием безнапорного водоносного горизонта, приуроченного к техногенным (насыпным) и средневерхнечетвертичным аллювиально-флювиогляциальным пескам. Мощность горизонта небольшая 0.7–1.0 м. Местным водоупором служат моренные суглинки мощностью примерно до 20 м.

Питание водоносного горизонта осуществляется за счет инфильтрации атмосферных и поверхностных вод. Разгрузка водоносного горизонта происходит в р. Волга и ее притоки (реки Дубна, Сестра, Черная), а также в канал им. Москвы.

Верхнекаменноугольный артезианский водоносный горизонт отделен от грунтовых вод толщей юрских глин (региональный водоупор) значительной мощности, что предполагает его хорошую защищенность.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Для решения поставленных задач были использованы результаты инженерно-геологических и инженерно-экологических исследований, проведенных ООО «КОМПЛЕКС ПРОЕКТ» в 2019 г. на участке расположения полигона ТКО и прилегающих территориях.

Оценка состояния свалочного тела и подземной гидросферы проводилась на основании результатов анализа техногенных вод из дренажной канавы, подземных вод, отобранных под свалочным телом на глубине 17 м, у подножия полигона, с внешней стороны от обводной канавы с глубины ~1.2 м, а также в садовом товариществе из колодца, расположенном на расстоянии более 200 м к юго-востоку от полигона.

При анализе загрязненности подземных вод, а также фильтрата как источника опасности загрязнения подземных вод, применялись ПДК в

воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения (ПДК_в) по СанПиН 1.2.3685–21². Кроме того, так как реки в районе расположения полигона имеют рыбохозяйственное значение, для оценки потенциальной опасности подземных вод как источников загрязнения поверхностных вод (при разгрузке) также проводилось сравнение с ПДК в водах водных объектов рыбохозяйственного значения (ПДК_{рх})³. Превышения ПДК представлены в виде обобщенных ассоциаций.

Сложность оценки состояния свалочного тела заключалась в том, что достоверное определение стадии и фазы разложения требует информации о целом ряде показателей: рН, химическом (ХПК) и биохимическом (БПК) потреблении кислорода, кислотности, щелочности, содержании летучих жирных кислот (карбоновые кислоты: уксусная, пропионовая, масляная), целлюлозы, лигнина; биохимического метанового потенциала (БМП); составе и содержании биогаза, микрофлоре (ацетогенные, сульфатредуцирующие и метаногенные бактерии).

Так как на исследуемом участке определялся ограниченный набор показателей, для определения состояния свалочного тела были использованы только такие данные и ориентировочные показатели как: ХПК, содержание растворенного кислорода, величина рН. В качестве основных исследуемых веществ (индикаторов загрязнения) выбраны соединения азота, хлорид-ион, сульфат-ион, железо, марганец, никель, кадмий, медь, цинк, хром.

Оценка уровня загрязненности грунтов проводилась на основании результатов инженерно-экологических изысканий. В ходе изысканий в грунтах были определены содержания валовых форм химических элементов I–III классов опасности. Оценка уровня химического загрязнения грунтов, как индикатора неблагоприятного воздействия на здоровье населения, проводилась по показателям, разработанным при сопряженных геохимических и геогигиенических исследованиях: коэффициенту концентрации химического вещества (K_c) и суммарному показателю загрязнения (Z_c). В качестве фоновых значений были использованы нормативные значения для средней полосы России для дерново-подзолистых

² СанПиН 1.2.3685–21 “Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания”. <https://docs.cntd.ru/document/573500115>

³ Приказ от 13.12.2016 № 552 “Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”. <https://docs.cntd.ru/document/420389120>

песчаных и супесчаных почв по СП 11-102-97⁴ (региональный фон). При оценке загрязненности грунтов также использованы нормативы ПДК (ОДК) для почв по СанПиН 1.2.3685-21.

Оценка грунтов как вторичного источника загрязнения подземных вод проводилась путем сравнения концентрации химических элементов в отложениях с миграционным водным показателем вредности по СП 11-102-97 (приложение А). При определении степени опасности грунтов использованы следующие градации отношений содержания элемента к миграционному водному показателю вредности (К): $1 < K < 3$ – низкая степень опасности; $3 < K < 10$ – средняя степень опасности; $10 < K < 30$ – высокая степень опасности; $K > 30$ – очень высокая степень опасности.

Результаты оценки загрязнения вод и грунтов по отношению к различным значениям представлены в виде геохимических ассоциаций химических элементов, где индекс справа от символа химического элемента – величина коэффициента концентрации Кс, равная отношению концентрации элемента к ПДК.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ОБСУЖДЕНИЕ

Химический состав и загрязненность техногенных и подземных вод

Анализ данных инженерно-геологических изысканий показал, что для решения поставленных задач использование результатов определения химического состава подземных вод не представляется возможным. Проверка достоверности химических анализов воды путем сопоставления экспериментально найденной величины сухого остатка воды с расчетной величиной суммарной минерализации показала, что суммарная ошибка анализа составляла более 300%. В связи с этим при характеристике химического состава вод использованы в основном данные инженерно-экологических изысканий. Результаты анализа вод представлены в табл. 1.

Как показали результаты анализа, техногенные воды (фильтрат) характеризовались нейтральным значением pH – 7.43, минерализацией (по сухому остатку) – 5.5 г/дм³, ХПК – 2780 мг/дм³, перманганатной окисляемостью >100 мг/дм³, содержанием растворенного кислорода – 0.1 мг/дм³. Воды очень жесткие, общая жесткость – 13.9 мг-экв/дм³.

Ассоциации загрязняющих веществ⁵:

⁴ СП 11-102-97. Инженерно-экологические изыскания для строительства. <https://docs.cntd.ru/document/871001220>

⁵ В ассоциации загрязняющих веществ: Ф – фенолы, НП – нефтепродукты, цифра справа от наименования элемента – коэффициент концентрации, равный отношению концентрации загрязняющего вещества в воде к ПДК_в или ПДК_{рх}.

Cd(210) НП(84) Mn(5.7) Ni(5.5) Pb (2.8) Cl (>1.4) Ф(1.1) – по ПДК_в,

Ф(1110) НП(168) Mn(57) Cu(64) Cd(21) Zn(11) Ni(11) Fe(2.7) Sr(2.2) NO₂(1.5) Cr(1.2) – по ПДК_{рх}.

Подземные воды, отобранные из водоносного горизонта под свалочным телом с глубины 17 м, характеризовались нейтральным значением pH 7.61, минерализацией (по сухому остатку) – 2.2 г/дм³, общей жесткостью – 7.33 мг-экв/дм³, перманганатной окисляемостью >100 мг/дм³, содержанием растворенного кислорода – 3.1 мг/дм³. Ассоциация загрязняющих веществ:

НП(6.6) Cr(2.0) Ni(1.7) Cl(>1.4) – по ПДК_в,

Ф(82) НП(13.2) Mn(9.5) NO₂(9.0) Zn(6.3) Cl(>5) Cr(5.0) Fe(3.9) Ni(3.4) Sr(1.3) – по ПДК_{рх}.

Подземные воды, отобранные с внешней стороны от обводной канавы с глубины ~1.2 м, нейтральные (pH 7.67), с минерализацией (по сухому остатку) – 1.9 г/дм³, общей жесткостью – 6.43 мг-экв/дм³, содержанием растворенного кислорода – 5.3 мг/дм³, перманганатной окисляемостью – 68.4 мг/дм³.

Ассоциации загрязняющих веществ:

Mn(20.5) Ni(2.8) Ф(2.7) Fe (1.4) Cl(>1.4) – по ПДК_в,

Ф(270) Mn(205) NO₂(61.5) Cu(13) Zn(7.7) Ni(5.7) Cl(>5) Fe(4.2) Sr(1.9) SO₄(1.6) Cr(1.3) НП(1.2) – по ПДК_{рх}.

Подземные воды, отобранные из колодца в садовом товариществе, характеризуются нейтральным значением pH 7.51, минерализацией (по сухому остатку) – 2.8 г/дм³. Воды очень жесткие >50 мг-экв/дм³, содержание растворенного кислорода – 6.1 г/дм³, величина перманганатной окисляемости – 2.28 г/дм³.

Ассоциация загрязняющих веществ:

Ф(16) Zn(2.6) Cr(1.2) – по ПДК_в.

Превышения ПДК_{рх} не выявлены.

Поступление в подземные воды с фильтратом целого ряда веществ (фенолы, нефтепродукты, медь, кадмий, цинк, никель, железо, стронций, хром, хлориды, нитриты, сульфаты и др.) привело к их значительному загрязнению, особенно в сравнении с нормативами для водных объектов рыбохозяйственного значения. Судя по концентрации хлорид-иона, область загрязнения фильтратом в рассматриваемый период не распространилась на садовое товарищество.

Состояние свалочного тела

В большинстве случаев свалочное тело по составу неоднородно, и происходящие в результате сложной серии биологических и химических реакций процессы деградации различаются скоро-

Таблица 1. Химический состав фильтрата и подземных вод

Компонент	Проба 2 (техногенные воды – фильтрат)	Проба 1 (подземные воды, гл.17 м)	Проба 4 (подземные воды, гл. 1.2 м)	Проба 3 (колодец)
pH	7.43	7.61	7.67	7.51
Кислород раств., мгО ₂ /дм ³	0.1	3.1	5.3	6.1
Перманганатная окисляемость, мг/дм ³	>100	>100	68.4	2.28
Сухой остаток, мг/дм ³	5524	2244	1932	2838
Хлориды, мг/дм ³	>500	>500	>500	33.7
Сульфаты, мг/дм ³	36.1	27.3	158	46.3
Нитраты, мг/дм ³	4.50	5.00	19.6	3.72
Нитриты (по NO ₂), мг/дм ³	0.030	0.18	1.23	<0.02
Фториды, мг/дм ³	0.53	0.71	0.60	0.35
Свинец, мг/дм ³	0.028	0.0015	0.0028	0.0022
Кадмий, мг/дм ³	0.21	<0.00001	0.000075	<0.00001
Цинк, мг/дм ³	0.11	0.063	0.077	0.026
Медь, мг/дм ³	0.064	<0.01	0.013	<0.01
Никель, мг/дм ³	0.11	0.034	0.057	0.00025
Марганец, мг/дм ³	0.57	0.095	2.05	<0.01
Стронций, мг/дм ³	0.85	0.51	0.76	0.40
Железо, мг/дм ³	0.27	0.39	0.42	0.020
Нефтепродукты, мг/дм ³	8.42	0.66	0.060	0.0077
Хром общий, мг/дм ³	0.023	0.10	0.025	0.023
ХПК, мг/О ₂ дм ³	2780	766	450	16
АПАВ, мг/дм ³	0.89	0.44	0.31	0.12
Жесткость, мг-экв/ дм ³	13.9	7.33	6.43	>50
Фенолы, мг/дм ³	1.11	0.082	0.27	0.016

стью и степени разложения. Обычно считается, что свалочные отходы претерпевают по меньшей мере четыре фазы разложения: (1) аэробную, (2) анаэробную кислую (ацетогенез), (3) активного метаногенеза и (4) стабильного метаногенеза [9, 10, 13]. Позднее было предложено выделять дополнительную гумусовую фазу разложения.

Поскольку отходы существуют на свалке в течение многих лет (в разных секциях и на разной глубине), довольно часто различные части свалки находятся в разных фазах разложения. Существует тесная связь между состоянием разложения отходов и связанными с ним характеристиками фильтрата. Таким образом, состав фильтрата может варьировать в пределах свалочного тела.

Наиболее точная характеристика состава фильтрата может быть получена при опробовании техногенного водоносного горизонта в скважине, пробуренной в теле свалки. Однако в ряде

случаев из-за технических сложностей при бурении скважин непосредственно в свалочном теле для представления о составе фильтрата используют пробы воды, отобранные из канав, дренирующих техногенный водоносный горизонт.

На исследуемом полигоне ТКО в техногенных водах не определялось большинство показателей, которые позволили бы оценить динамику изменения состояния свалочного тела, современную стадию разложения отходов и возможность поступления компонентов из свалочного тела. Следует отметить, что аналогичная ситуация с изучением стадий разложения отходов сложилась на большинстве старых и ряде новых полигонов. Как один из возможных альтернативных подходов для оценки стадии разложения отходов, возможно использование такого ориентировочного показателя, как отношение БПК₅/ХПК.

Однако на рассматриваемом полигоне показатель БПК₅⁶ не определялся. Таким образом, представления о состоянии свалки можно составить только на основании результатов анализа в фильтрате рН, ХПК и растворенного кислорода.

Прежде всего следует особо остановиться на трактовке аэробных и анаэробных условий в свалочном теле. В работе [16] показано, что в подземных водах может наблюдаться восстановление нитрата даже в присутствии небольшого количества кислорода. По мнению [15], аэробные условия определяются концентрациями свободного кислорода, превышающими 1.0 мг/дм³.

На основании этих данных можно предположить, что для свалочного тела рассматриваемого полигона на момент исследования характерны анаэробные условия, так как содержание растворенного кислорода в техногенных водах (фильтрате) не превышало 0.1 мгО₂/дм³. Кроме того, следует учесть, что содержание растворенного кислорода в дренажных водах скорее всего выше, чем в фильтрате в свалочном теле полигона.

Высокое значение ХПК (2780 мгО₂/дм³) в техногенных водах исследуемого полигона также указывает на наличие анаэробных условий. Согласно [3], значения ХПК от 500 до 60000 мгО₂/дм³ характерны для анаэробных условий в стадии ацетогенеза. Однако в [13] начальную стадию фазы **активного метаногенеза** соотносят с предельными значениями от 500 до 4500 мгО₂/дм³.

Как показали результаты газеохимической съемки, выполненной в составе инженерно-экологических изысканий, в газовых пробах свалочных отложений присутствуют основные компоненты биогаза — метан и диоксид углерода. В большинстве газовых проб обнаруживается дефицит кислорода — менее 20%, что объясняется процессами анаэробного разложения органики. Содержание метана на разных участках изменяется от <0.05 до 20.28% об., что свидетельствует о разной интенсивности процессов метанообразования на различных участках.

Таким образом, на основании вышеприведенного анализа состава фильтрата можно предположить, что на момент исследования свалочное тело полигона “Дубна Правобережная” находилось в анаэробных условиях: на одних участках — в фазе ацетогенеза, тогда как на других — в фазе активного метаногенеза.

Достаточно сложной проблемой на территориях полигонов ТКО является определение окислительно-восстановительного потенциала (Eh) в фильтрате и подземных водах. В настоящее время в большинстве случаев этот показатель не определяется, тогда как его важность при оценке мигра-

ции переменновалентных элементов не вызывает сомнения.

Представление о величине Eh можно получить на основании данных о содержании в водах растворенного кислорода и экспериментально изученных природных эмпирических зависимостей между концентрациями кислорода в подземных водах и Eh [5]. Использование эмпирических зависимостей при интерпретации состояния вод на территории исследуемого полигона позволило ориентировочно оценить диапазон значений Eh в фильтрате — 0–150 мВ. Можно предположить, что в фильтрате в теле свалки содержание растворенного кислорода ниже определенного в дренажных водах, так как некоторое количество может поступать при выходе фильтрата в дренажную канаву и, соответственно, значения Eh также могут быть ниже.

Состояние подземных вод

Для прогноза изменения химического состава подземных вод на участках расположения свалок и полигонов ТКО большое значение имеют изучение современного состояния подземных вод, расположение окислительно-восстановительных зон в водоносных горизонтах и эпигнозная оценка их формирования [1].

Последовательность окислительно-восстановительных зон в водоносном горизонте определяется энергетической предпочтительностью протекающих реакций, таких как *аэробная* деградация, затем *анаэробная* деградация в порядке последовательного восстановления нитрата, марганца, железа, сульфата и, наконец, проявление метаногенеза. Эта последовательность возникает в том случае, когда в водоносном горизонте в значительных количествах присутствуют компоненты-окислители: в подземных водах — свободный кислород, нитраты, сульфаты; в твердой фазе — соединения железа (III) и марганца (IV). Если некоторые из перечисленных акцепторов электронов отсутствуют, то соответствующие зоны также не будут представлены.

Используя критерии выделения окислительно-восстановительных зон, можно сделать вывод, что по критерию содержания кислорода (>1 мг/дм³) подземные воды на всех опробованных участках исследуемого полигона находятся в аэробных условиях. Ориентировочные значения Eh, определенные на основании анализа природных эмпирических зависимостей [5], составляют в водах из скважины под свалочным телом — 150–350 мВ, из скважины за дренажной канавой — 210–400 мВ, из колодца — 220–450 мВ. Как видно, разброс значений достаточно велик, но важно отметить, что значение Eh во всех случаях положительно.

⁶ БПК₅ — показатель окисления за 5 сут.

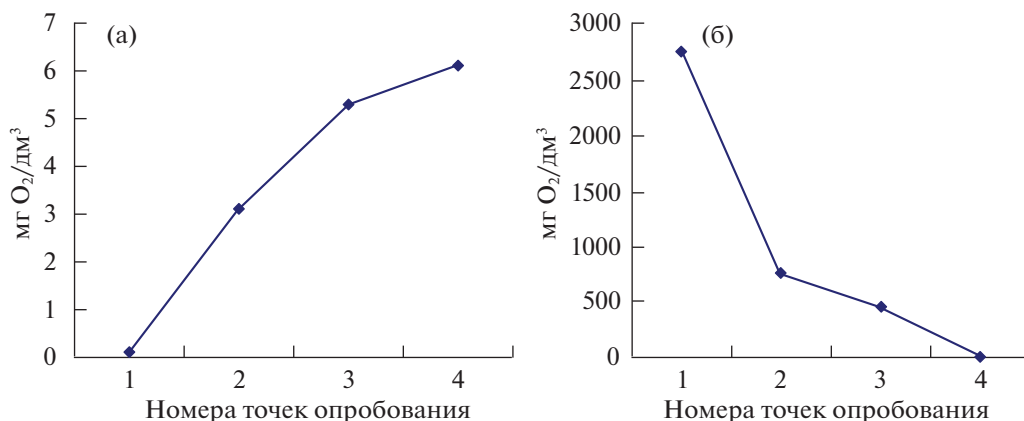


Рис. 2. Изменение содержания растворенного кислорода (а) и величины ХПК (б) в подземных и техногенных водах. Точки опробования: 1 – фильтрат; 2 – проба 1; 3 – проба 4; 4 – проба 3.

Содержание растворенного кислорода в подземных водах увеличивается при удалении от полигона ТКО (рис. 2а), соответственно увеличиваются и рассчитанные значения окислительно-восстановительного потенциала. В отличие от этого, величина ХПК при удалении от полигона уменьшается (рис. 2б), что свидетельствует о снижении содержания в подземных водах органического вещества.

На основании анализа распределения химических элементов в подземных водах можно сделать следующие выводы.

Хлориды. Информация о распределении хлоридов в подземных водах очень важна, так как данный консервативный компонент позволяет представить размер зоны влияния фильтрата на подземные воды, выделить участки, характеризующиеся различной степенью влияния полигона ТКО в различные временные периоды как в плане, так и в разрезе. К сожалению, на рассматриваемом полигоне ограниченное количество опробуемых участков не позволило определить фактическую границу ореола загрязнения. В материалах инженерно-экологических изысканий точные данные о концентрации хлорид-ионов отсутствуют (за исключением вод в садовом товариществе), только указывается, что под свалочным телом и в непосредственной близости концентрация хлоридов выше 500 мг/дм³. Таким образом, можно констатировать только факт влияния на подземные воды загрязненного фильтрата непосредственно на участке расположения полигона.

Следует отметить, что процессы биохимического и химического дехлорирования хлорсодержащих органических соединений в массиве отходов протекают на протяжении всего его жизненного цикла, могут продолжаться до 15–20 лет и сопровождаться поступлением в фильтрат ионов хлора [8]. Очевидно, что в рассматриваемый пе-

риод процессы дехлорирования хлорсодержащих органических соединений еще продолжались, что обусловило высокие концентрации хлорид-иона в фильтрате и подземных вод на участке расположения полигона.

Металлы. В рассматриваемый период из свалочного тела с фильтратом поступает целый ряд тяжелых металлов (ТМ). Количественно концентрацию металлов в фильтрате можно выразить следующей ассоциацией:



где цифра в нижнем индексе – концентрация элемента в мг/дм³.

Важно отметить, что концентрации ТМ, поступающих в подземные воды, превышают установленные нормативы, в ряде случаев достаточно существенно:

Cd(210) Mn(5.7) Ni(5.5) Pb(2.8) – по ПДК_в,

Mn(57) Cu(64) Cd(21) Zn(11) Ni(11) Fe(2.7) Sr(2.2) Cr(1.2) – по ПДК_{рх}.

В [6] было показано, что наиболее опасными стадиями жизненного цикла свалочного тела в отношении миграции ТМ в подземные воды являются фазы аэробного окисления и анаэробного окисления в фазе ацетогенеза, в течение которых происходит образование карбоновых кислот и снижение рН, что обуславливает активное растворение металлов и образование комплексных соединений с органической материей. Интенсивность миграции металлов в фильтрате за время “жизни” свалки изменяется по экспоненте и уменьшается на два порядка от фазы ацетогенеза до гумусовой фазы, но все же продолжается.

Как было отмечено выше, на момент исследования свалочное тело находилось на одних участках в фазе – ацетогенеза, на других – активного метаногенеза.

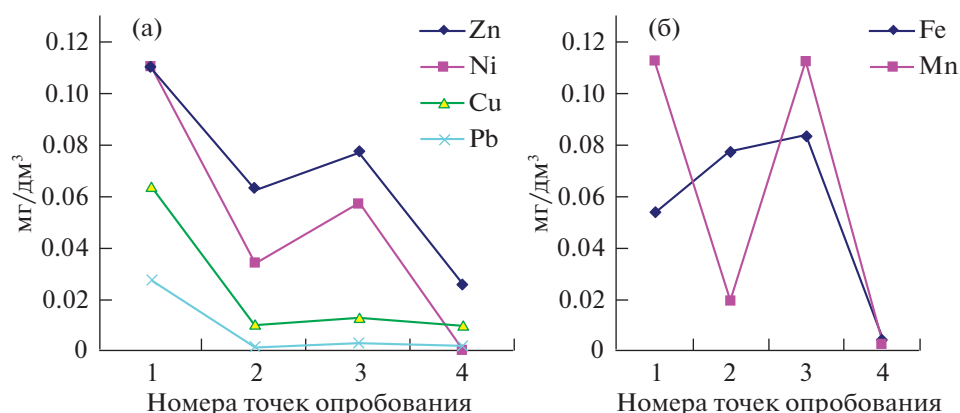


Рис. 3. Изменение содержания Zn, Ni, Cu, Pb (а) и Fe, Mn (б) в подземных и техногенных водах. Точки опробования: 1 – фильтрат; 2 – проба 1; 3 – проба 4; 4 – проба 3.

В фазе ацетогенеза в восстановительных условиях в свалочном теле многие металлы находятся в растворенном состоянии. Подвижность ТМ и опасность их выхода из свалочного тела частично зависят от комплексообразующей способности органической материи (в основном, гумусовых веществ) и сульфидов в свалочных отходах. Гуминовые и фульвокислоты могут увеличивать растворимость и подвижность ТМ в теле свалки за счет формирования растворимых комплексов при подкислении фильтрата. Однако значительная доля таких ТМ, как Cd, Ni, Zn, Cu, Pb, Cr может быть связана с коллоидными фракциями гумусового вещества, в первую очередь, с размером от 0.001 до 0.01 мкм [11, 12, 14]. Минерализация свалочного фильтрата существенно влияет на формирование и подвижность растворимых комплексов металлов, способствуя их коагуляции и оседанию на поверхности твердой фазы.

В метаногенной фазе образуется большое количество твердого гумусового вещества (ГВ), которое устойчиво в течение длительного периода времени и является прекрасным адсорбентом. Количество твердой фазы ГВ на несколько порядков превышает растворенную форму, и в этом случае можно предположить, что металлы связаны преимущественно в неподвижной фракции ГВ [6].

По данным [7] наибольшее сродство к органическому веществу характерно для меди, ее адсорбция составляет до 54.43% от общего количества металлов, адсорбированных ГВ, тогда как для Zn это 20.84%; Ni – 13.8%; Co – 7.61%; Mn – 4.32%. По-видимому, этим объясняется наиболее низкое содержание меди и более высокое содержание никеля, цинка, марганца в фильтрате рассматриваемого полигона.

Так как на момент изучения разложение отходов проходило через анаэробную стадию в фазе ацетогенеза и фазу активного метаногенеза, мож-

но предположить, что наиболее интенсивный выход ТМ из свалочного тела уже произошел, и в рассматриваемый период наблюдался процесс затухания.

По сравнению с подземными водами концентрации металлов в фильтрате выше. Исключение составляют железо и марганец (рис. 3). Различия в концентрации железа в принципе незначительны для того, чтобы делать обоснованные выводы о причинах формирования повышенных концентраций элемента, которые могут быть обусловлены не только техногенным, но и природным генезисом. Поведение стронция, никеля и цинка в целом аналогично: уменьшение концентрации элементов в водах под свалкой, с последующим увеличением в водах на участке рядом со свалкой и наиболее низкое содержание в водах колодца.

Затруднения с выводами о состоянии железа в подземных водах обусловлены отсутствием точной информации о величинах Eh и миграционных формах железа, в особенности его комплексах с органическими веществами гумусового ряда – фульво- и гуминовыми кислотами. На основании соотношения pH и ориентировочных значений Eh можно предположить, что в подземных водах на участке полигона железо находится преимущественно в форме Fe^{2+} (так как Eh в основном <250 мВ).

В грунтовых водах в садовом товариществе железо присутствует в форме Fe^{3+} (Eh >250 мВ). Возможно на начальных этапах функционирования полигона, железо, поступающее с фильтратом в подземные воды, осаждалось на окислительном барьере в виде гидроксидов. Гидроксиды железа и марганца имеют сильно развитую поверхность и являются прекрасным сорбентом для многих металлов, тем самым снижают их подвижность. Железо в различных формах может быть основным регулятором процессов адсорбции-осаждения и таким образом ограничивать протяженность

анаэробной части шлейфа фильтрата. В дальнейшем, при развитии более восстановительных условий, ранее осажденное железо могло восстанавливаться, и сорбированные на свежесозданном гидроксиде железа ТМ могли переходить в подземные воды.

Таким образом, потенциально возможны следующие пути поступления ТМ в подземные воды: 1 – со свалочным фильтратом, 2 – при восстановлении ранее осажденных гидроксидов железа и перехода сорбированных на них металлов в подземные воды.

Соединения азота. К сожалению, при инженерно-экологических изысканиях в отличие от инженерно-геологических в фильтрате и подземных водах не определялось содержание иона аммония, что весьма важно при определении окислительно-восстановительных трансформаций азота. Как отмечалось выше, от использования результатов определения химического состава вод при инженерно-геологических изысканиях из-за сомнений в достоверности данных пришлось отказаться. Однако, скорее всего, отмеченные ошибки связаны с результатами определения или расчета макрокомпонентов, поэтому мы сочли возможным привести результаты определения соединений азота. По данным инженерно-геологических изысканий, в техногенных и подземных водах на участке расположения полигона концентрации иона аммония и нитратов составляли соответственно 18.8–23.1 и 7.2–8.8 мг/дм³, т.е. состав вод был преимущественно аммонийным. Преимущественно аммонийный состав подтверждается и расчетами величины Eh. По данным [5], в околонейтральных подземных водах при Eh менее 200 мВ преобладает NH₄⁺, а при больших – NO₃⁻.

Таким образом, в фильтрате и подземных водах под свалочным телом, по-видимому, преобладает ион-аммоний. В водах в скважине за дренажной канавой преобладает нитрат-ион, и можно предположить, что в результате процесса нитрификации на этом участке происходит существенное увеличение концентрации нитрат-иона, поступающего с фильтратом.

Загрязнение грунтов

Уровень загрязненности поверхностного слоя грунтов на рассматриваемой территории существенно изменялся по площади. Ассоциации ТМ, превышающих региональный фоновый уровень, представлены в табл. 2. Максимальное загрязнение ТМ было зафиксировано в пунктах 5 и 6, расположенных на свалочном теле (см. рис. 1).

Ассоциации ТМ на данных участках имели следующий вид:

Cu(41.3) Zn (10.5) Cd(10.3) Hg(4.7) Ni(1.7) Pb(1.4).
Hg(69.2) Cu(2.6) Cd(1.7) Zn(1.1).

Таблица 2. Ассоциации химических элементов в поверхностном слое грунта (глубина отбора всех проб 0.0–0.2 м)

№ пункта отбора	Ассоциации	Z _c
1	Cd(2.8)	2.8
2	Cd(2)	2
3	Cd(3.1)	3.1
4	Cu(2.9) Cd(1.7) Zn(1.1)	3.59
5	Hg(69.2) Cu(2.6) Cd(1.7) Zn(1.1)	71.6
6	Cu(41.3) Zn(10.5) Cd(10.3) Hg(4.7) Ni(1.7) Pb(1.4)	64.9
7	Cd(1.3) Cu(1.3) Hg(1)	1.6
8	Zn(2.2) Cd(1.8) Cu(1.7) Hg(1.4) Pb(1.2)	4.4
9	превышения ПДК отсутствуют	
10	Zn(1.3)	1.3
11	Zn(2.6)	2.6
12	Cu(1.2)	1.3
13	Cu(4.4) Zn(1.6) Cd(1.5)	5.58
14	Cu(2.9) Cd(1.8) Zn(1.1)	3.7
15	превышения ПДК отсутствуют	
16	превышения ПДК отсутствуют	
17	Cd(1.6)	1.6
18	Cd(3.4)	3.4
19	Cd(1.2) Cu(1.1)	1.2

Величина Z_c составляла соответственно 71.6 и 64.9 (опасная категория загрязнения). На остальных участках ассоциация чаще всего была представлена одним элементом – кадмием, медью или цинком, или сочетанием данных элементов, величина Z_c не превышала 5.5 (допустимая категория загрязнения).

По отношению к ПДК/ОДК отмечено превышение нормативов только на участках максимального загрязнения: в пункте 5 – по ртути (3.3 ПДК), в пункте 6 – по меди (4.7 ПДК) и цинку (до 2.1 ПДК).

Кроме того, по результатам инженерно-экологических изысканий, проведенных ООО «КОМПЛЕКС ПРОЕКТ», в поверхностном слое грунтов отмечено превышение ПДК на ряде участков – по содержанию полихлорбифенилов (до 12 ПДК), в пунктах 6 и 18 – по содержанию подвижной серы (до 1.4 ПДК), в пунктах 7 и 8 – по содержанию 3,4-бензпирена более (до 1.5 ПДК).

Существенный интерес представляет оценка опасности загрязненных почв как вторичного источника загрязнения подземных вод.

По отношению к миграционному водному показателю вредности наиболее существенные превышения норматива отмечены только на участке

максимального загрязнения (пункт 6) – Cu(8.6) Ni(3.7) Zn(1.8). Здесь зафиксирован средний уровень загрязнения по меди и никелю, низкий – по цинку. В пунктах 5, 14, 18 зафиксированы превышения норматива по цинку до 1.2 ПДК (низкий уровень загрязнения).

Полученные данные позволили установить уровень загрязнения грунтов на рассматриваемом участке и определить основные геохимические ассоциации тяжелых металлов по отношению к региональному фону и миграционному водному показателю вредности.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На примере полигона “Дубна правобережная” представлен подход к оценке состояния свалочного тела и подземных вод в условиях отсутствия информации о минимально необходимых показателях (Еh, БПК) и концентрациях компонентов (хлорид-иона, иона аммония). Использование экспериментально изученных природных эмпирических зависимостей между концентрациями кислорода в подземных водах и Еh позволило ориентировочно определить величины окислительно-восстановительного потенциала в техногенных (фильтрате) и подземных водах.

На основании изучения содержания растворенного кислорода, значения ХПК, результатов газогеохимической съемки, расчетных значений Еh в фильтрате установлено, что на момент исследования свалочное тело находилось в анаэробных условиях, на одних участках – в фазе ацетогенеза, на других – в фазе активного метаногенеза.

Ограниченное количество опробуемых скважин и отсутствие точных данных по концентрации в техногенных и подземных водах хлорид-иона (как оптимального индикатора распространения загрязнения) не позволили определить фактическую границу ореола загрязнения. Представляется возможным констатировать только факт влияния загрязненного фильтрата на подземные воды первого от поверхности водоносного горизонта на участке расположения свалочного тела и отсутствие влияния на расстоянии 200 м.

Так как на момент изучения разложение отходов проходило через анаэробную стадию в фазах ацетогенеза и активного метаногенеза, было сделано предположение, что наиболее интенсивный выход тяжелых металлов из свалочного тела уже произошел, и в рассматриваемый период наблюдался процесс затухания. Потенциально возможные следующие пути поступления тяжелых металлов в подземные воды: 1 – со свалочным фильтратом, 2 – при восстановлении ранее осажденных гидроксидов железа и перехода сорбированных на них металлов в подземные воды.

В связи с отсутствием в материалах инженерно-экологических изысканий данных о концентрации в водах аммонийного азота суждение о соотношении различных форм азота в основном основывалось на представлении об окислительно-восстановительном состоянии подземных вод (по расчетным значениям). По-видимому, в фильтрате и подземных водах под свалочным телом преобладает ион аммония, в водах за дренажной канавой – нитрат-ион, так как в результате процесса нитрификации на этом участке происходит существенное увеличение нитрат-иона, поступающего с фильтратом. Опробование подземных вод по разреженной сети не позволило оконтурить различные окислительно-восстановительные зоны.

Результаты оценки состояния свалочного тела и подземных вод наглядно показывают важность определения более полного и представительного перечня показателей и компонентов для обоснованных выводов о сложившейся ситуации.

Изучение загрязненности поверхностного слоя грунтов позволило установить уровень загрязнения и определить основные геохимические ассоциации тяжелых металлов. Однако следует отметить, что использование регионального фона при оценке коэффициентов концентрации и суммарного показателя загрязнения может быть причиной получения ошибочных результатов. Как показано в [2, 4], использование различных фоновых параметров (региональных и базисных) при оценке уровня загрязнения грунтов может существенно повлиять на структуру геохимических ассоциаций, отражающих уровень аномальности химических элементов, величину Zc и, соответственно, категорию загрязнения.

Недостатки использования рассмотренного подхода к оценке грунтов зоны аэрации как источника вторичного загрязнения подземных вод по миграционному водному показателю вредности в основном связаны с тем, что он не позволяет количественно оценить влияние вторичного источника загрязнения на подземные воды и время достижения загрязняющими компонентами уровня грунтовых вод. Кроме того, миграционный водный показатель вредности разработан для ограниченного количества химических элементов.

Для оценки опасности зоны аэрации как вторичного источника загрязнения подземных вод наиболее перспективным является подход, заключающийся в моделировании влаго- и массопереноса (прогноз концентраций, поступающих на уровень грунтовых вод в заданные периоды времени, и в разрезе зоны аэрации).

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РНФ № 22-17-00045 и гранта РФФИ № 20-05-00574.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Галицкая И.В., Путилина В.С., Юганова Т.И. Формирование зональности окислительно-восстановительных состояний в водоносных горизонтах под влиянием полигонов и свалок ТБО // Геоэкология. 2008. № 5. С. 401–410.
2. Галицкая И.В., Костикова И.А. Изучение загрязненных грунтов как вторичного источника загрязнения на территориях размещения полигонов ТКО // Сергеевские чтения. Фундаментальные и прикладные вопросы современного грунтоведения. Вып. 23. М.: Изд-во “Геоинфо”, 2022. С. 348–354.
3. Глушанкова И.С. Моделирование состава фильтрационных полигонов захоронения твердых бытовых отходов // Геоэкология. 2004. № 4. С. 334–341.
4. Глушкова М.В., Галицкая И.В. К вопросу выбора фоновых значений при оценке уровня химического загрязнения грунтов на территориях городских свалок // Сергеевские чтения. Вып. 5. М.: ГЕОС, 2003. С. 237–241.
5. Крайнов С.Р., Швец В.М. Гидрогеохимия. М.: Недра, 1992, 463 с.
6. Путилина В.С., Галицкая И.В., Юганова Т.И. Влияние органического вещества на миграцию тяжелых металлов на участках складирования твердых бытовых отходов: аналит. обзор. Новосибирск: ГПНТБ СО РАН; ИГЭ РАН, 2005. 100 с.
7. Путилина В.С., Галицкая И.В., Юганова Т.И. Адсорбция тяжелых металлов почвами и горными породами. Характеристики сорбента, условия, параметры и механизмы адсорбции: аналит. обзор. Новосибирск: ГПНТБ СО РАН; ИГЭ РАН ГПНТБ СО РАН, 2009. 155 с.
8. Слюсарь Н.Н., Вайсман Я.И., Коротаев В.Н. Оценка долгосрочных эмиссий объектов захоронения твердых коммунальных отходов: результаты полевых исследований и лабораторного моделирования // Экология и промышленность России. 2016. Т. 20. № 4. С. 32–39.
9. Bozkurt S., Moreno L., Neretnieks I. Long-term processes in waste deposits // The Science of the Total Environment. 2000. V. 250. № 1–3. P. 101–121.
10. Christensen T.H., Kjeldsen P. Landfill emissions and environmental impact: An introduction // SARDINIA'95, Proc. Fifth International Landfill Symposium. V. III. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R., Eds. CISA, Cagliari, Italy, 1995.
11. Gounaris V., Anderson P.R., Holsen T.M. Characteristics and environmental significance of colloids in landfill leachate // Environmental Science & Technology. 1993. V. 27. P. 1381.
12. Jensen D.L., Christensen T.H. Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills // Water Research. 1999. V. 33. № 9. P. 2139–2147.
13. Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review // Critical Reviews in Environmental Science & Technology. 2002. V. 32. № 4. P. 297–336.
14. Klein T., Niessner R. Characterization of heavy-metal-containing seepage water colloids by flow FFF, ultrafiltration, ELISA and AAS // Mikrochimica Acta. 1998. V. 129. № 1–2. P. 47–55.
15. Lyngkilde J., Christensen T.H. Redox zones of a landfill leachate pollution plume (Vejen, Denmark) // Journal of Contaminant Hydrology. 1992. V. 10. P. 273–289.
16. Pedersen J.K., Bjerg P.L., Christensen T.H., Correlation of nitrate profiles with groundwater and sediment characteristics in a shallow sandy aquifer // J. Hydrol., 1991. V. 124. Is. 3–4. P. 263–277.

ASSESSMENT OF MSW LANDFILL STATE FOR SUBSTANTIATION OF MONITORING IN POST-REHABILITATION PERIOD

I. V. Galitskaya^{a,#}, V. S. Putilina^{a,##}, and I. A. Kostikova^{a,###}

^a *Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences, Ulanskii per. 13, bld. 2, Moscow, 101000 Russia*

[#] *E-mail: galgeoenv@mail.ru*

^{##} *E-mail: vputilina@yandex.ru*

^{###} *E-mail: kostiran@yandex.ru*

By the example of a rehabilitated MSW landfill, an attempt was made to substantiate the importance of engineering geological and engineering ecological survey for obtaining data on the current hydrogeochemical situation and its probable changes in future in order to select rehabilitation measures and monitoring programs in the post-rehabilitation period. The MSW landfill “Dubna Pravoberezhnaya” was chosen as the object of research. The results of studying the chemical composition and contamination of filtrate, groundwater and soils at the test site are presented. An approach to assess the state of landfill body and groundwater upon lacking data is considered. Based on the field and calculation results obtained, the stages of landfill body decomposition at the time of the study were determined, i.e., the stage of acetogenesis, in some areas, and the stage of active methanogenesis, in others. The features of chloride ion, heavy metals, and nitrogen compounds behavior in groundwater were analyzed. The contamination level of the surface soil layer is analyzed, the main geochemical associations of heavy metals are determined, and the soil hazard as a secondary source of groundwater pollution is assessed. The results of the assessment of the landfill body and groundwater state

proved the need to compile a more complete and representative list of indicators and components for a reliable representation of the current situation in the territory of MSW landfills.

Keywords: *municipal solid waste, landfill, groundwater contamination, rehabilitation, managing decisions*

REFERENCES

- Galitskaya, I.V., Putilina, V.S., Yuganova, T.I. *Formirovaniye zonal'nosti okislitel'no-vosstanovitel'nykh sostoyanii v vodonosnykh gorizontakh pod vliyaniem poligonov i svalok TBO* [Formation of zonality of redox states in aquifers under the influence of landfills and landfills of solid waste]. *Geoekologiya*, 2008, no. 5, pp. 401–410. (in Russian)
- Galitskaya, I.V., Kostikova, I.A. *Izuchenie zagryaznennykh gruntov kak vtorichnogi istochnika zagryazneniya na territoriyakh razmeshcheniya poligonov TKO* [The study of contaminated soils as a secondary source of pollution in the territories of MSW landfills]. Proc. Sci. Conf. Sergeev readings. Fundamental and applied issues of modern soil science. Moscow, Geoinfo Publ., 2022, issue 23, pp. 348–354. (in Russian)
- Glushankova, I.S. *Modelirovaniye sostava fil'tratsionnykh poligonov zakhroneniya tverdykh bytovykh otkhodov* [Modeling the composition of filtration landfills for solid municipal waste disposal]. *Geoekologiya*, 2004, no. 4, pp. 334–341. (in Russian)
- Glushkova, M.V., Galitskaya, I.V. *K voprosy vybora fonovykh znachenii pri otsenke urovnya khimicheskogo zagryazneniya gruntov na territoriyakh gorodskikh svalok* [About choosing background values when assessing the level of chemical contamination of soils in urban landfills]. Proc. Sci. Conf. Sergeev readings, Moscow, GEOS Publ., 2003, issue 5, pp. 237–241. (in Russian)
- Krainov, S.R., Shvets, V.M. *Gidrogeokhimiya* [Hydrogeochemistry]. Moscow, Publ. Nedra, 1992, 463 p. (in Russian)
- Putilina, V.S., Galitskaya, I.V., Yuganova, T.I. *Vliyaniye organicheskogo veshchestva na migratsiyu tyazhelykh metallov na uchastkakh skladirovanoya tverdykh bytovykh orkhodov* [The influence of organic matter on the migration of heavy metals in the MSW storage areas: the analytic review]. Novosibirsk, GPNTB SB RAS, IGE RAS, 2005, 100 p. (in Russian)
- Putilina, V.S., Galitskaya, I.V., Yuganova, T.I. *Adsorbtsiya tyazhelykh metallov pochvami i gornymi porodami. Kharakteristiki sorbenta, usloviya, parametry i mekhanizmy adsorbtsii: analiticheskii obzor* [Adsorption of heavy metals by soils and rocks. Sorbent characteristics, conditions, parameters and adsorption mechanisms: the analytic review]. Novosibirsk, GPNTB SB RAS; IGE RAS; GPNTB SB RAS, 2009, 155 p. (in Russian)
- Slyusar, N.N., Vaisman, Ya.I., Korotaev V.N. *Otsenka dolgosrochnykh emissii ob'ektov zakhroneniya tverdykh kommunal'nykh otkhodov: rezul'taty polevykh issledovaniy i laboratornogo modelirovaniya* [Assessment of long-term emissions of municipal solid waste disposal facilities: results of field research and laboratory modeling]. *Ekologiya i promyshlennost' Rossii*, 2016, vol. 20, no. 4, pp. 32–39. (in Russian)
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I. Long-term processes in waste deposits. *The science of the total environment*, 2000, vol. 250, no. 1–3, pp. 101–121.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P. Landfill emissions and environmental impact: an introduction. SARDINIA'95, Proc. Fifth International Landfill Symposium, Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R., Eds., CISA, Cagliari, Italy, 1995, vol. III.
- Gounaris, V., Anderson, P.R., Holsen, T.M. Characteristics and environmental significance of colloids in landfill leachate. *Environmental science & technology*, 1993, vol. 27, pp. 1381.
- Jensen, D.L., Christensen, T.H. Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills. *Water research*, 1999, vol. 33, no. 9, pp. 2139–2147.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical reviews in environmental science & technology*, 2002, vol. 32, no. 4, pp. 297–336.
- Klein, T., Niessner, R. Characterization of heavy-metal-containing seepage water colloids by flow FFF, ultrafiltration, ELISA and AAS. *Mikrochimica Acta*, 1998, vol. 129, nos. 1–2, pp. 47–55.
- Lyngkilde, J., Christensen T.H. Redox zones of a landfill leachate pollution plume (Vejen, Denmark). *J. of Contaminant Hydrology*, 1992, vol. 10, pp. 273–289.
- Pedersen, J.K., Bjerg, P.L., Christensen, T.H. Correlation of nitrate profiles with groundwater and sediment characteristics in a shallow sandy aquifer. *J. Hydrol.*, 1991, vol. 124, nos. 3–4, pp. 263–277.