

Долгосрочное влияние свалок и полигонов твердых коммунальных отходов на трансформацию химического состава подземных вод*

И.В. Галицкая, И.А. Костикова, И.А. Позднякова, В.С. Путилина, Т.И. Юганова

Рассмотрен комплексный подход к оценке влияния свалок и полигонов твердых коммунальных отходов (ТКО) на трансформацию химического состава подземных вод. Приведены примеры исследования закономерностей перехода загрязняющих веществ в фильтрат, а также изменения интенсивности и масштабов их поступления в подземные воды в зависимости от этапов разложения органического вещества в свалочном теле полигона ТКО, рассмотрены особенности изменения гидрогеохимической ситуации в пострекультивационный период. Проведена эколого-геохимическая оценка состояния и роли отложений зоны аэрации как вторичного источника загрязнения подземных вод на участках расположения полигонов ТКО в Московском регионе. Приводится пример прогноза миграции загрязнения в свалочном теле и подземных водах при помощи численного моделирования процессов влаго- и массопереноса в зоне аэрации и геофильтрации и геомиграции подземных вод, выполненный для полигона ТКО «Дубна Правобережная».

Ключевые слова: свалочное тело, процессы деградации, загрязняющие вещества, зона аэрации, подземные воды, миграция, моделирование.

*Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект №20-05-00574).

Введение

Интенсивная урбанизация населения в мире привела к постоянно увеличивающемуся количеству твердых коммунальных отходов (ТКО) и росту масштабов экологических проблем, связанных с данным обстоятельством. В соответствии с Федеральным законом №89 «Об отходах производства и потребления» и утвержденным 30 апреля 2012 г. президентом Российской Федерации документом «Основы государственной политики в области экологического развития Российской Федерации на период до 2030 года» экологически безопасное обращение с отходами отнесено к одной из важнейших проблем в нашей стра-

не. Процессы и механизмы переноса загрязняющих веществ на участках складирования коммунальных отходов являются предметом интенсивных научных исследований и практических разработок практически во всех странах. Однако, несмотря на значительные достижения в этой области, остается нерешенным ряд вопросов, в том числе касающихся длительности влияния свалок и полигонов ТКО на подземную гидросферу.

При проведении исследований в рамках проекта РФФИ нами были изучены различные аспекты данной проблемы с целью уточнения существующих представлений о процессах и механизмах переноса загрязняющих веществ в свалочном теле; интенсивности и масштабов поступления загрязняющих веществ в подземные воды на протяжении «жизненного цикла» ряда полигонов ТКО; методологии проведения ситуационного мониторинга на территории расположения свалок и полигонов ТКО в период эксплуатации



ГАЛИЦКАЯ
Ирина Васильевна
Институт геоэкологии
им. Е.М. Сергеева РАН



КОСТИКОВА
Ирина Анатольевна
Институт геоэкологии
им. Е.М. Сергеева РАН



ПОЗДНЯКОВА
Ирина Алексеевна
Институт геоэкологии
им. Е.М. Сергеева РАН



ПУТИЛИНА
Вера Сергеевна
Институт геоэкологии
им. Е.М. Сергеева РАН



ЮГАНОВА
Татьяна Игоревна
Институт геоэкологии
им. Е.М. Сергеева РАН

полигона и после его закрытия и/или рекультивации; а также долгосрочного прогноза изменения гидрогеохимической обстановки на территории расположения свалок и полигонов ТКО.

В данной статье основное внимание сосредоточено на рассмотрении результатов:

- изучения особенностей перехода загрязняющих веществ в фильтрат в зависимости от стадии разложения свалочного тела и их миграции в водоносных горизонтах на тестовых участках;
- эколого-геохимической оценки состояния отложений зоны аэрации и изучения их роли как вторичного источника загрязнения подземных вод на участках расположения полигонов ТКО в Московском регионе;
- прогноза миграции загрязнения в свалочном теле и подземных водах при помощи численного моделирования процессов влаго- и массопереноса в зоне аэрации и геофильтрации и геомиграции подземных вод, выполненного для полигона ТКО «Дубна Правобережная».

Исследование особенностей перехода загрязняющих веществ в фильтрат в зависимости от стадии разложения свалочного тела и их миграции в водоносных горизонтах

На основании анализа результатов изучения ряда полигонов ТКО в Московском регионе в качестве основных тестовых участков выбраны полигоны, различающиеся по геолого-гидрогеологическим и гидрогеохимическим условиям, размеру занимаемой площади, специфике складированных отложений, периоду функционирования (предрекультивационный и послерекультивационный) – «Дубна Правобережная» и «Щербинка».

Сложность анализа состояния свалочного тела заключалась в том, что достоверное определение стадии разложения требует информации о целом ряде показателей: E_h , pH , ХПК, БПК, кислотности, щелочности, содержании летучих жирных кислот (карбоновые кислоты: уксусная, пропионовая, масляная), целлюлозы, лигнина, биохимического метанового потенциала; составе и содержании биогаза, микрофлоре – ацетогенных, сульфатредуцирующих и метаногенных бактериях. На рассматриваемых участках определялся очень ограниченный набор показателей, в связи с чем использовались вспомогательные данные и ориентировочные показатели.

Для прогноза изменения химического состава подземных вод на участках расположения свалок и полигонов ТКО большое значение имеет изучение современного состояния подземных вод, расположения окислительно-восстановительных зон (зоны восста-

новления нитрата, марганца, железа, сульфата и метаногенеза) в водоносных горизонтах и эпигнозная оценка их формирования. Однако в настоящее время при проведении инженерно-экологических изысканий важность получения всех необходимых для этого показателей и компонентов в большинстве случаев не учитывается. На примере полигона «Дубна Правобережная» представлен подход к оценке состояния свалочного тела и подземных вод в условиях дефицита информации о показателях, необходимых для характеристики окислительно-восстановительных условий.

При рассмотрении особенностей миграции загрязняющих веществ в подземных водах основное внимание уделялось соединениям азота и металлам.

Полигон ТКО «Дубна Правобережная»

На полигоне ТКО «Дубна Правобережная» оценка состояния свалочного тела проводилась на основании анализа значений pH , ХПК и содержания растворенного кислорода в техногенных водах из дренажной канавы, характеризующих поступающий из свалочного тела фильтрат. Прежде всего, следует остановиться на трактовке аэробных и анаэробных условий. По мнению [1], аэробные условия определяются концентрациями свободного кислорода, превышающими 1.0 мг/дм^3 , а в фильтрате содержание растворенного кислорода не превышало $0.1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, то есть на момент исследования для свалочного тела были характерны анаэробные условия.

Высокое значение ХПК ($2\,780 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$) в техногенных водах также указывает на наличие анаэробных условий. Согласно [2], значения ХПК от 500 до $60\,000 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ характерны для анаэробных условий в стадии ацетогенеза. Однако в [3] начальную стадию фазы активного метаногенеза соотносят с предельными значениями от 500 до $4\,500 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$. На основании изучения содержания рас-

творенного кислорода, значения XPK , результатов газогеохимической съемки, расчетных значений Eh 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.

При анализе фильтрата как источника опасности загрязнения подземных вод, а также в дальнейшем загрязненности подземных вод, применялись $ПДК$ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования ($ПДК_в$) по СанПиН 1.2.3685-21. Кроме того, так как реки в районе расположения полигона имеют рыбохозяйственное значение, для оценки потенциальной опасности их загрязнения также проводилось сравнение с $ПДК$ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения ($ПДК_{рх}$).

Ассоциации загрязняющих веществ в техногенных водах имеют следующий вид¹:

$Cd_{210} НП_{84} Mn_{5.7} Ni_{5.5} Pb_{2.8} Cl_{>1.4} \Phi_{1.1}$ – по $ПДК_в$,

$\Phi_{1110} НП_{168} Mn_{57} Cu_{64} Cd_{21} Zn_{11} Ni_{11} Fe_{2.7} Sr_{2.2} (NO_2)_{1.5} Cr_{1.2}$ – по $ПДК_{рх}$.

Оценка состояния подземных вод проводилась на основании анализа проб, отобранных под свалочным телом, с внешней стороны от дренажной канавы, а также из колодца на расстоянии более 200 м к юго-востоку от полигона. Поступление с фильтратом целого ряда веществ в подземные воды привело к их значительному загрязнению, особенно в сравнении с нормативами для водных объектов рыбохозяйственного значения.

Ассоциации загрязняющих веществ имели следующий вид:

— под свалочным телом:

$НП_{6.6} Cr_{2.0} Ni_{1.7} Cl_{>1.4}$ – по $ПДК_в$,
 $\Phi_{82} НП_{13.2} Mn_{9.5} (NO_2)_{2.9,0} Zn_{6.3} Cl_{>5} Cr_{5.0}$
 $Fe_{3.9} Ni_{3.4} Sr_{1.3}$ – по $ПДК_{рх}$;

— с внешней стороны от дренажной канавы:

$Mn_{20.5} Ni_{2.8} \Phi_{2.7} Fe_{1.4} Cl_{>1.4}$ – по $ПДК_в$,
 $\Phi_{270} Mn_{205} (NO_2)_{61.5} Cu_{13} Zn_{7.7} Ni_{5.7} Cl_{>5} Fe_{4.2} Sr_{1.9} (SO_4)_{1.6}$
 $Cr_{1.3} НП_{1.2}$ – по $ПДК_{рх}$;

— на расстоянии более 200 м:

$\Phi_{16} Zn_{2.6} Cr_{1.2}$ – по $ПДК_в$.

Превышения $ПДК_{рх}$ не выявлены.

На основании критериев выделения окислительно-восстановительных зон был сделан вывод, что по критерию содержания кислорода (>1 мг/дм³) [1] подземные воды на всех опробованных участках находились в аэробных условиях. Ориентировочные значения Eh , определенные на основании анализа природных эмпирических зависимостей [4], составляли 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.

Содержание растворенного кислорода в подземных водах увеличивалось при удалении от полигона ТКО от 3.1 до 6.1 мгО₂/дм³, соответственно увеличиваются и рассчитанные значения окислительно-восстановительного потенциала. В отличие от этого величина XPK при удалении от полигона уменьшается от 766 до 16 мгО₂/дм³, что свидетельствует о снижении содержания в подземных водах органического вещества.

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

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

$Sr_{0.4} Fe_{0.1} (Cd, Zn, Ni, Mn)_{0.01} Pb_{0.006} Cu_{0.001}$,

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

Как отмечалось выше, концентрации тяжелых металлов (ТМ), поступающих в подземные воды, превышают установленные нормативы, в ряде случаев достаточно существенно.

В [5] было показано, что наиболее опасные стадии «жизненного цикла» свалочного тела в отношении миграции ТМ в подземные воды – фазы аэробного окисления и анаэробного окисления в фазе ацетогенеза, в течение которых происходит образование карбоновых кислот и снижение pH , 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 всё же продолжается.

¹ В ассоциации загрязняющих веществ: Φ – фенолы, НП – нефтепродукты, цифра справа от наименования элемента – коэффициент концентрации, равный отношению концентрации загрязняющего вещества в воде к $ПДК_в$ или $ПДК_{рх}$.

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 комплексобразующей способности органической материи (в основном гумусовых веществ) и сульфидов в свалочных отходах. Гуминовые и фульвокислоты могут увеличивать растворимость и подвижность ТМ в свалочном теле 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 [6–8]. 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, которое устойчиво в течение длительного периода времени и является прекрасным адсорбентом. Количество твердой фазы гумусовых веществ (ГВ) на несколько порядков превышает растворенную форму, и в этом случае можно предположить, что металлы в значительной степени связаны в неподвижной фракции ГВ.

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% [5]. 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 переходило в фазу активного метаногенеза, можно предположить, что наиболее интенсивный выход ТМ из свалочного тела уже произошел и в рассматриваемый период наблюдался процесс затухания.

Сложность выводов о состоянии железа в подземных водах обусловлена 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 рассчитанных значений Eh можно предположить, что в подземных водах на участке полигона железо может находиться преимущественно в форме Fe^{2+} (так как Eh в основном меньше 250 мВ).

В грунтовых водах на расстоянии 200 м 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 разви-

тую 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 свежесосажденном 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 переходе сорбированных на них металлов в подземные воды.

Соединения азота. При проведении инженерно-экологических изысканий содержание иона аммония в подземных водах не определялось, 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, то есть состав вод был преимущественно аммонийным. Преимущественно аммонийный состав подтверждается и расчетами величины Eh . По данным [4], в околонейтральных подземных водах при Eh менее 200 мВ преобладает NH_4^+ , а при больших – NO_3^- . В скважине за дренажной канавой преобладает нитрат-ион, и можно предположить, что на этом участке существенное увеличение концентрации нитрат-иона происходит в результате процесса нитрификации аммония, поступающего с фильтратом.

Результаты оценки состояния свалочного тела и подземных вод на полигоне ТКО «Дубна Правобережная» наглядно показывали важность определения более полного и представительного перечня показателей и компонентов для обоснованных выводов о сложившейся ситуации.

Полигон ТКО «Щербинка»

На полигоне ТКО «Щербинка» состояние свалочного тела исследовалось на основании химического анализа вод техногенного водоносного горизонта из скважин, пробуренных в теле полигона. Воды техногенного горизонта характеризовались высокими концентрациями хлорид-иона, натрия, аммония, нитрат-иона, железа, марганца, ряда тяжелых металлов в отдельные периоды, и следует отметить, что диапазон изменения концентраций был весьма значителен. Для определения стадии разложения свалочного тела был использован такой ориентировочный показатель как отношение BPK_5/XPK . На основании изучения динамики изменения состояния свалочного тела установлено, что спустя 20 лет после закрытия полигона свалочное тело находилось в стадии стабильного метаногенеза, что подтверждается низким отношением BPK_5/XPK (0.01). На метаногенной стадии существенно снизилось содержание в фильтрате органических веществ, железа, марганца, цинка, магния и ряда других загрязняющих веществ.

Особый интерес представляла миграция соединений азота, особенно аммонийного азота. В фильтрате были обнаружены значительные количества аммонийного азота как преобладающей формы. Высокие концентрации аммонийного азота в фильтрате рядом авторов [9] объясняются процессами биодеструкции легкоразлагаемых фракций ТКО с образованием жирных кислот, аминокислот, глицерина, полисахаридов, аммиака. Неорганические формы аммонийного азота могли также образоваться в результате восстановления нитратов, поступивших на полигон, а также ферментации органических веществ, в основном протеинов. Низкое содержание нитритного азота в отходах с продолжительностью депонирования более 30 лет свидетельствует о стабилизации биохимических процессов разложения отходов и завершении процессов денитрификации.

В водоносных горизонтах на участках, прилегающих к полигону в направлении движения потока подземных вод, были зафиксированы сложные разнонаправленные процессы, приводящие к значительной изменчивости окислительно-восстановительной обстановки с колебаниями в сторону как более окислительных, так и более восстановительных условий. Это связано с уменьшением объема поступающего в подземные воды фильтрата, содержания в нем органических веществ и более существенным влиянием состава вод, поступающих в водоносные горизонты при перетекании или по потоку с незагрязненных участков.

В поведении большинства компонентов (хлорид-иона, натрия, нитрат-иона и др.) после закрытия полигона прослеживалась тенденция уменьшения их концентрации. Рассматривая закономерности изменения химического состава подземных вод после рекультивации, следует особо остановиться на таких компонентах, как железо и марганец. Наряду с общим снижением уровня загрязнения подземных вод на ряде участков отмечалось увеличение концентрации железа, марганца и некоторых металлов. Вряд ли данное обстоятельство могло быть связано с увеличением их поступления из свалочного тела, так как исследования отложений свалочных тел на участках захоронения ТКО показали, что скорость выщелачивания металлов из отходов от ранних стадий деградации до стадии образования метана экспоненциально снижается с течением времени. Поэтому риск поступления металлов в подземные воды после прекращения эксплуатации полигона ТКО минимален.

По-видимому, изменение концентрации в подземных водах данных компонентов в значительной степени определялось сменой окислительно-восстановительных зон в водоносных горизонтах вокруг полигона. На рассматриваемых участках уже произошло изменение зоны восстановления нитрата, наиболее энергетически выгодным стало развитие зон восстановления марганца, затем железа (данные зоны могли частично перекрываться). При восстановлении гидроксидов железа и марганца (в основном ранее осажденных на окислительном барьере) сорбированные металлы, такие как никель, кобальт и ряд других, переходили в подземные воды, увеличивая их загрязнение. Данный вывод в очередной раз подтвердил важность исследования депонирующих сред вокруг полигонов ТКО как вторичных источников загрязнения подземных вод.

Эколого-геохимическая оценка состояния отложений зоны аэрации и изучение их роли как вторичного источника загрязнения подземных вод на участках расположения полигонов ТКО в Московском регионе

Для исследований был выбран ряд полигонов ТКО в Московском регионе, отличающихся размером пло-

щади участка захоронения отходов: малые – до 5,0 га, средние – 5–12 га, крупные – 50–110 га. При оценке опасности загрязнения отложений на участках расположения данных полигонов были собраны и проанализированы материалы инженерно-геологических и инженерно-экологических исследований, проведенных различными организациями. В ходе изысканий в отложениях были определены содержания валовых форм химических элементов I–III классов опасности. Более широкий перечень химических элементов определялся только на крупных полигонах. Подвижные формы элементов определялись в редких случаях.

Оценка уровня химического загрязнения отложений как индикатора неблагоприятного воздействия на здоровье населения проводилась по показателям для почв, разработанным при сопряженных геохимических и гигиенических исследованиях: коэффициенту концентрации (K_c), суммарному показателю загрязнения (Z_c). Для выяснения влияния различных фоновых содержаний загрязняющих веществ на величину Z_c и структуру геохимических ассоциаций проведен сравнительный анализ различных подходов к выбору фоновых (реперных) концентраций веществ. В качестве фоновых значений были использованы: 1) нормативные значения для средней полосы России для дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почв по СП 11-102-97 (региональный фон); 2) базисные фоновые значения районов конкретных полигонов (локальный фон); 3) кларки почв [10]. Кроме того, оценивалось превышение концентрации компонента по отношению к ПДК (ОДК).

Результаты оценки загрязнения отложений по отношению к различным значениям представлены в виде геохимических ассоциаций, где индекс справа от символа химического элемента – величина коэффициента концентрации K_c , равного отношению концентрации элемента к фону.

Полученные данные позволили установить уровень полиметаллического загрязнения отложений зоны аэрации на рассматриваемых участках и определить основные геохимические ассоциации загрязняющих металлов и металлоидов, полученные с использованием различных реперных показателей. Сравнение использования различных фоновых параметров (региональных и базисных) при оценке уровня загрязнения отложений показало, что величина Z_c и, соответственно, категория загрязнения существенно зависят от выбора фоновых концентраций. Кроме того, происходит изменение структуры геохимической ассоциации, отражающей уровень аномальности химических элементов. Отмечается существенная разница в уровне загрязнения почв при использовании кларков элементов в почвах, региональных и локальных фоновых содержаний.

В качестве примера в *таблице 1* представлены геохимические ассоциации в поверхностном слое почв

на участках максимального загрязнения на полигонах ТКО: малые – «Ядрово», «Дубна Правобережная»; средние – «Каурцево», «Часцы», «Вальцево»; крупные – «Кучино», «Тимохово».

Как показали результаты изучения уровня загрязненности отложений, наиболее опасный источник вторичного загрязнения подземных вод – полигон ТКО «Кучино», где была отмечена очень высокая степень опасности вследствие высокого содержания хрома.

Для моделирования влаго- и массопереноса в зоне аэрации был выбран полигон ТКО «Кучино», а в качестве загрязняющего вещества – хром.

Предполагалось, что:

профиль загрязнения формируется за счет инфильтрации ионов хрома в период функционирования полигона (50 лет);

после рекультивации полигона в дальнейшем загрязнение не поступает и начинается процесс очищения зоны аэрации.

Общее время моделирования составило 100 лет.

Интенсивность инфильтрации принималась постоянной – 100 мм/год, что соответствует среднемугодовому значению. Концентрация ионов хрома в инфильтрационном питании принималась постоянной и равной содержанию хрома в пробе с максимальным из зафиксированных значений – 250 мг/л.

Профиль двухслойный. В верхней части песчаные отложения мощностью 6 м с коэффициентом фильтрации 10 м/сут, в нижней части суглинки мощностью 3 м с коэффициентом фильтрации 0.0005 м/сут. Глубина до уровня грунтовых вод – 5 м.

Расчеты проводились в несколько этапов при помощи программного комплекса WHI UnSat Suite Plus, версия 2.2.0.2, разработанного в Waterloo Hydrogeologic Institute в 2002 г.

Формирование профиля загрязнения и последующая очистка ненасыщенной зоны моделировались по модели VS2DT [11]. Значения па-

Таблица 1. Геохимические ассоциации в поверхностном слое почв на участках максимального загрязнения

Геохимическая ассоциация	Z _c
Полигон ТКО «Ядрово»	
Cd _{2.2} As _{1.5} *	2.6
Hg _{6.5-7.0} **	6.5–7.0
Полигон ТКО «Дубна Правобережная»	
Cu _{41.3} Zn _{10.5} Cd _{10.3} Hg _{4.7} Ni _{1.7} Pb _{1.4} *	64.9
Hg ₄₇ Cu ₃₁ Zn _{9.5} Cd _{2.5} Pb _{2.2} Ni _{1.3} ***	88.3
Полигон ТКО «Каурцево»	
Cd _{6.6} Pb _{4.3-4.5} Zn _{2.7-2.8} Cu _{2.3-2.5} *	12.8–16.1
Zn _{11.3-11.5} Cu _{7.2-7.8} Hg _{5.8} Pb _{4.1-4.3} Ni _{3.6-3.9} As _{1.9-3.9} Cd _{2.5-2.6} **	30.7–33.3
Hg _{6.9} Pb _{6.4-6.7} Zn _{2.4-2.6} Cu _{1.7-1.8} Cd _{1.6} ***	15.1–15.6
Полигон ТКО «Часцы»	
Cd _{4.8-6.5} Pb _{2.4-4.5} Cu _{2.4-4.2} Zn _{1.9-2.9} *	15.8
Zn _{8.7-16.5} Cu _{7.5-13.2} Ni _{1.9-6.4} Pb _{3.1-5.8} As _{1.4-5.5} Cd _{2.1-2.8} Mn _{2.1-2.7} Hg _{1.8-2.5} **	26.1–39.5
Hg _{4.8-9.5} Pb _{3.6-6.7} Zn _{1.4-2.6} Cu _{1.8-3.2} Cd _{1.2-1.6} ***	9.7–16.0
Полигон ТКО «Вальцево»	
Pb _{4.6} Cu _{3.8} Cd _{1.8} *	8.2
Pb _{6.9} Hg _{6.8} Cu _{2.9} ***	14.6
Полигон ТКО «Кучино»	
Cd _{76.7} Cu _{12.1} Zn _{5.6} Hg _{4.9} As _{3.1} Pb _{2.8} *	100.2
Cd ₉₂ Cu _{16.7} Bi _{12.3} Hg _{10.7} Cr _{9.8} Zn _{8.6} W _{4.4} Mo _{2.5} Ni _{2.4} As _{2.1} Pb _{1.9} Sb _{1.3} Ba _{1.3} **	153.9
Hg ₁₆₀ Pb _{12.4} Cu _{4.4} Zn _{1.8} As _{1.3} ***	175.9
Полигон ТКО «Тимохово»	
Pb _{13.6} Cu _{2.5} *	15.1
Pb _{35.7} Cu _{10.1} Zn _{2.4} Ni _{1.4} Hg _{1.1} **	46.6
Pb _{20.4} Cu _{1.9} Hg _{1.8} ***	22.1

Примечание. * – Отношение содержания элемента к региональному фону; ** – отношение содержания элемента к локальному фону; *** – отношение содержания элемента к кларку почв.

раметров дисперсии, молекулярной диффузии и плотности скелета сухой породы взяты для всех типов отложений по умолчанию из базы данных, входящей в состав UnSat Suite Plus. Коэффициент распределения принят для верхнего слоя 2, для нижнего слоя 7. Результаты расчета концентрации хрома в зоне аэрации для периодов формирования загрязнения и периода очищения приведены на рис. 1.

При моделировании массопереноса в зоне аэрации принимались относительно высокая фильтрационная проницаемость отложений (10 м/сут) и низкие значения K_d (2 мл/г). При этом результаты моделирования показывают процесс распространения загрязнения как медленный, время протекания которого измеряется де-

сятками лет. Концентрации, близкие к концентрации на входящей границе (250 мг/л), формируются в приповерхностном слое, достигая глубины 1.5 м только через 50 лет. С такими же скоростями происходит очищение загрязненного профиля. Через 50 лет на некоторых глубинах сохраняются концентрации, составляющие более половины от исходного загрязнения.

Для оценки опасности зоны аэрации как вторичного источника загрязнения подземных вод 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). Сложность в применении данного метода заключается в основном в параметрическом обеспечении, а именно в определении параметров сорбции. При применении лабораторных методов величины параметров сорбции, как правило, очень завышены. Кроме того, на участках расположения полигонов ТКО значительную роль играет органическое вещество, в связи с чем

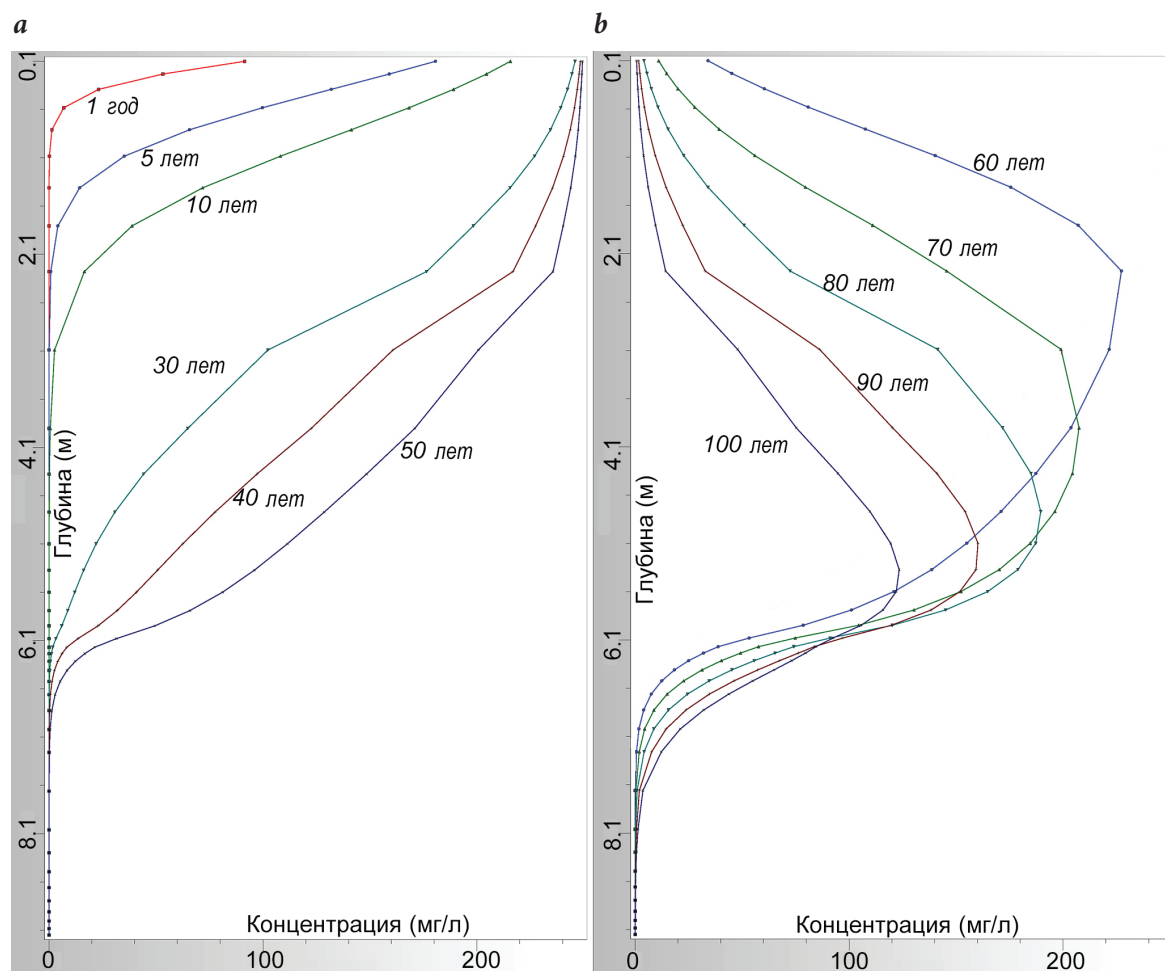


Рис. 1. Изменение содержания хрома в отложениях зоны аэрации: а – в период образования загрязнения и б – в период очистки (после рекультивации полигона).

необходимо знать параметры сорбции комплексных соединений металлов с органическим веществом.

Оценка влияния полигона ТКО в г. Дубне на загрязнение подземных вод методами численного моделирования переноса загрязняющих веществ в свалочном теле и подземных водах

Влияние свалочного тела на подземные воды заключается в том, что оно долгие годы может поставлять в подземные воды под свалкой загрязняющие вещества вместе с фильтратом. Фильтрат – влага, образующаяся при просачивании атмосферных осадков через толщу отходов и стекающая на уровень подземных вод под свалочным телом. Загрязняющие вещества поступают во влагу (фильтрат) из отходов в результате простых реакций растворения или сложных биохимических процессов разложения компонентов отходов. Фильтрат, содержащий загрязняющие вещества, поступает на уровень подземных вод под свалочным телом в результате гравитационного стекания, где

происходит разбавление фильтрата чистыми подземными водами, поступающими с соседних участков. Далее загрязняющие вещества переносятся потоком подземных вод в направлении их движения.

Степень влияния полигона ТКО на загрязнение подземных вод определяется количеством фильтрата, концентрацией загрязняющих веществ в нем, степенью разбавления чистыми подземными водами, скоростью и дальностью переноса загрязняющих веществ с потоком подземных вод.

Оценка влияния полигона ТКО на загрязнение подземных вод выполняется поэтапно. На первом этапе рассматривается процесс переноса влаги и загрязняющих веществ в ненасыщенном свалочном теле для того, чтобы оценить интенсивность поступления на уровень подземных вод под

свалочным телом фильтрата и концентрацию загрязняющих веществ в нем. На втором этапе рассматривается процесс переноса загрязнения в подземных водах для того, чтобы оценить направление, скорость переноса и изменение во времени концентраций загрязняющих веществ в подземных водах на разном удалении от полигона ТКО.

На обоих этапах при помощи специальных программ создаются численные модели переноса загрязняющих веществ в свалочном теле и подземных водах. Полученные на первом этапе результаты используются для реализации граничных условий на втором этапе.

Оценка в среднемноголетнем разрезе количества фильтрата, поступающего из свалочного тела на уровень подземных вод

Водный баланс свалочного тела можно представить следующим образом. Атмосферные осадки, поступающие на поверхность свалочного тела, расходуются на поверхностный сток, эвапотранспирацию (поглощение влаги растениями и испарение с поверхности растений и свалочного материала) и просачивание влаги (фильтрата) через свалочное тело. Количество фильтрата, поступающее на уровень грунтовых вод под свалочным телом, является инфильтрационным питанием подземных вод. Для расчета статей водного баланса свалочного тела в среднемноголетнем разрезе был использован программный комплекс HELP [12], разработанный Агентством по охране окружающей среды США (US EPA) специально для проектирования широкого спектра конструкций полигонов ТКО.

В программный комплекс входит около 10 расчетных модулей, которые позволяют последовательно, начиная с выпадения атмосферных осадков на поверхность свалочного тела, рассчитать поверхностный сток, эвапотранспирацию, количество влаги, остающейся на поверхности, в почве, формирующейся за счет снеготаяния,

стекающей к основанию под действием сил гравитации и отводимой боковым дренажом. Для расчетов используются три блока данных: о климате; свойствах материала, составляющего свалочное тело, пород зоны аэрации; характеристиках изолирующих и дренирующих слоев. Расчет статей водного баланса выполняется посуточно. Для того, чтобы получить результаты за другой расчетный период (месяц, год, десятки, сотни лет), необходимо в течение этого периода задавать ежесуточные климатические данные (количество осадков, температуру воздуха, инсоляцию). Расчетный модуль Weather Generator из среднемноголетних данных о месячных осадках и температуре стохастически генерирует ежесуточные климатические данные (осадки, температура воздуха, инсоляция) за любой расчетный период.

Количество влаги, поступающее на уровень грунтовых вод и являющееся инфильтрационным питанием подземных вод, в HELP рассчитывается по уравнению водного баланса на поверхности земли и в свалочном теле. Математическая модель водного баланса в HELP включает основные процессы от поступления влаги на поверхность свалочного тела до прихода ее части на уровень грунтовых вод в виде инфильтрационного питания. В HELP учитывается формирование поверхностного стока в период выпадения осадков и снеготаяния с использованием метода нумерованных кривых стока. Эвапотранспирация в корнеобитаемом слое рассчитывается на основе оценки потенциальной эвапотранспирации по модели Прислей – Тейлора и содержания доступной для испарения влаги в верхней части профиля свалочного тела. Движение влаги в свалочном теле рассматривается как вертикальное гравитационное стекание через перекрывающие свалочное тело грунты, отходы, изолирующие слабопроницаемые слои и искусственные мембраны. При наличии в свалочном теле хорошо проницаемых дренирующих слоев в них моделируется горизонтальный дренируемый поток.

Гравитационное стекание рассчитывается по закону Дарси – Клютта для зоны неполного насыщения, при этом используются соотношения Брукса – Корей для связи коэффициента влагопереноса с коэффициентом фильтрации и высоты всасывания с влажностью.

Расчет водного баланса полигона ТКО был выполнен за столетний период для получения осредненного за этот период количества фильтрата, поступающего из тела свалки на уровень подземных вод. Для расчета суточных климатических показателей были использованы данные метеостанции №27612 на ВДНХ (ежемесячные осадки и температура воздуха), осредненные за последние 60 лет. Были приняты мощность свалочного тела, равная максимальной, – 17.7 м и два варианта его строения: свалочное тело состоит только из от-

ходов (коэффициент фильтрации 0.78 м/сут); свалочное тело состоит из чередования отходов и насыпных грунтов (коэффициент фильтрации 0.1 м/сут). По результатам расчетов осредненная за столетний период интенсивность инфильтрации влаги через основание свалочного тела за год составила 175 мм (24% от объема годовых осадков), если свалочное тело сложено только отходами, и 167 мм (23% от объема годовых осадков), если свалочное тело представлено чередованием отходов и насыпных грунтов (таблица 2).

Сравнение результатов расчета водного баланса свалочного тела для двух разных вариантов его строения показывает, что наличие слабопроницаемых суглинков в свалочном теле немного увеличивает поверхностный сток и уменьшает эвапотранспирацию и интенсивность инфильтрации.

Полученные результаты расчета водного баланса свалочного тела на полигоне ТКО в Дубне укладываются в диапазоны данных, полученных на других полигонах ТКО в Европе, где поверхностный сток составляет от 25 до 40%, эвапотранспирация – от 30 до 70%, интенсивность инфильтрации после окончательной консервации полигона ТКО до 43% от годовой суммы осадков (70–400 мм).

Так как количество влаги, поступающее на уровень грунтовых вод под свалочным телом, рассчитывается из уравнения водного баланса после определения всех других его составляющих, то необходимо оценить, насколько корректно определены поверхностный сток и эвапотранспирация. Для свалочного тела на полигоне ТКО в г. Дубне характерна бедная растительность и преобладание физического испарения с поверхности свалочного тела, засыпанного слабопроницаемыми суглинистыми грунтами, задерживающими влагу. Полученная расчетами водного баланса величина эвапотранспирации в диапазоне 391–413 мм/год соответствует этим условиям и эвапотранспирации для Московского региона, которая колеблется от 373 до 465 мм/год в зависимости от типа почв [13]. Наибольшая неопределенность заключается в оценке поверхностного стока со свалочного тела, который зависит от уклона и количества раститель-

ности на поверхности. При уменьшении на 50% территории, с которой возможен сток, поверхностный сток со свалочного тела уменьшается с 176 до 97 мм/год, а инфильтрация увеличивается с 167 до 247 мм/год, что составляет 34% от 734 мм – среднегодовой годовой суммы осадков. В дальнейших расчетах миграции загрязнений в свалочном теле и подземных водах было принято, что интенсивность инфильтрации может составлять от 20 до 45% от среднегодовой годовой суммы осадков (734 мм/год), то есть от 147 до 330 мм/год, что согласуется с опубликованными данными по водному балансу других полигонов ТКО [14].

Расчет концентрации хлорид-иона в фильтрате, поступающем на уровень подземных вод под свалочным телом

Для оценки влияния полигона ТКО на загрязнение подземных вод был выбран хлорид-ион, так как он, являясь консервативным элементом, не вступает в реакции с другими веществами и породами, поэтому его концентрации снижаются во влаге зоны аэрации и в подземных водах только в результате уменьшения концентрации в источнике поступления и разбавления чистыми осадками и водой.

Концентрация хлорид-иона в фильтрате считается одним из индикаторов геохимической стабильности свалочного тела наряду с химическим и биологическим потреблением кислорода и концентрацией иона аммония [15]. Хлорид-ион поступает

Таблица 2. Результаты расчета водного баланса свалочного тела

Статьи водного баланса свалочного тела	Вариант 1		Вариант 2	
	мм	%	мм	%
Осадки	734	100	734	100
Поверхностный сток	146	20	176	24
Эвапотранспирация	413	56	391	53
Фильтрация вниз через основание свалки (инфильтрация)	175	24	167	23

в фильтрат в течение всего срока существования свалки в результате процессов дехлорирования хлорсодержащих органических соединений и растворения во влаге водорастворимых компонентов пищевых отходов, текстиля, бумаги, картона и т. д. Максимальные концентрации хлорид-иона в фильтрате можно наблюдать в первые 5-6 лет существования полигона. Затем за счет поступления чистых атмосферных осадков и уменьшения растворимых хлорсодержащих соединений в отходах в течение 15–20 лет по данным полевых исследований и 25–30 по данным лабораторных экспериментов происходит снижение концентраций в фильтрате до значений ПДК в подземных водах – 350 мг/л и менее [15].

Концентрации хлорид-иона в фильтрате на полигоне ТКО в г. Дубне точно определить не удалось, однако имеющиеся данные о высоких концентрациях в подземных водах в районе полигона (от 2 836 под центром до 3 403 мг/л на периферии свалочного тела) позволяют предположить, что процесс очищения свалочного тела не закончен и с фильтратом на уровень подземных вод продолжают поступать всё еще высокие концентрации хлорид-иона.

Концентрации хлорид-иона в фильтрате необходимы для расчета концентрации хлорид-иона во влаге, поступающей на уровень подземных вод, которая в свою очередь, как и интенсивность инфильтрационного питания, необходима для прогноза загрязнения подземных вод в районе полигона ТКО. Диапазон концентрации хлорид-иона в фильтрате по опубликованным данным может быть очень большим – от менее чем 1 000 до более чем 15 000 мг/л [16, 17]. Примерный диапазон концентраций хлорид-иона в фильтрате на полигоне в г. Дубне можно оценить по аналогичному полигону коммунально-бытовых отходов, расположенному в близких климатических условиях в Европе и существующему около 23 лет. Мощность свалочного тела на полигоне-аналоге

составляет 22.5 м, концентрация хлорид-иона в фильтрате – 3 074–5 375 мг/л, подземных водах под свалочным телом и вблизи – 878–939 мг/л. Рассчитанная при помощи программы HELP среднесуточная интенсивность инфильтрации составила 43% от годовой суммы осадков – 167 мм/год [14]. Сравнение свалочных тел на полигонах показывает их идентичность по характеру отходов, возрасту, мощности, строению и количеству фильтрата, поступающему на уровень подземных вод. Это позволяет предположить идентичный состав и концентрацию загрязняющих веществ в фильтрате и использовать диапазон изменения концентрации хлорид-иона в фильтрате на полигоне-аналоге (3 000–5 500 мг/л) для тестовых расчетов миграции хлорид-иона в свалочном теле на полигоне ТКО в г. Дубне. Тестовые расчеты миграции хлорид-иона в свалочном теле помогут оценить концентрации хлорид-иона, поступающего на уровень подземных вод, выявить и проанализировать сценарии, при которых формируются такие высокие концентрации хлорид-иона в подземных водах под свалочным телом спустя 30 лет существования полигона.

Для расчета переноса хлорид-иона с влагой в свалочном теле до уровня подземных вод была использована программа VS2DT – численная конечно-разностная модель миграции загрязняющих веществ с влагой в ненасыщенной зоне [11]. Моделирование миграции загрязняющих веществ в ненасыщенной зоне в VS2DT происходит в результате численного решения уравнения Ричардсона, описывающего вертикальное движение влаги в частично насыщенном поровом пространстве, и сопряженного с ним уравнения конвективно-дисперсионного массопереноса для расчета массопереноса в зоне аэрации. Полученные распределения напора и влажности по профилю зоны аэрации далее используются для вычисления скоростей движения влаги в зоне аэрации в расчетах массопереноса. Основные допущения в расчетах: свалочное тело представляет собой зону неполного насыщения; фильтрат формируется из атмосферных осадков, поступающих на поверхность свалочного тела; загрязняющие вещества моментально поступают из отходов в фильтрат и мигрируют до уровня подземных вод.

Прежде всего были рассчитаны концентрации хлорид-иона, поступающего с фильтратом на уровень подземных вод под свалочным телом на полигоне-аналоге. В расчетах задавали реальный профиль и параметры, использованные и полученные при расчете водного баланса свалочного тела [14]. Результаты показали, что при интенсивности инфильтрации 167 мм/сут и концентрации хлорид-иона в фильтрате 5 000 мг/л концентрация хлорид-иона, поступающего на уровень грунтовых вод под свалочным телом на момент времени 23 года, составит 1 000 мг/л, что сопоставимо

с наблюдаемыми в подземных водах концентрациями 878–939 мг/л. Программа VS2DT удовлетворительно воспроизводит миграцию хлорид-иона в свалочном теле полигона-аналога и может быть использована в тестовых расчетах на полигоне ТКО в г. Дубне. Для тестовых расчетов можно использовать диапазон концентраций хлорид-иона в фильтрате от 3 000 и менее до 5 000 мг/л и более.

В тестовых расчетах переноса хлорид-иона в свалочном теле до уровня подземных вод воспроизводилось реальное слоистое строение профиля свалочного тела; значения параметров всех элементов профиля (отходов, изолирующих суглинков) задавались такие же, что и при расчете интенсивности инфильтрации. Эвапотранспирация в расчетах не задавалась. В тестовых расчетах подбиралось такое сочетание интенсивности инфильтрации (в диапазоне 147–330 мм/год) и концентрации хлорид-иона в фильтрате (в диапазоне 3 000–5 000 мг/л), при котором под свалочным телом на момент прекращения складирования отходов (30 лет) концентрации хлорид-иона составят 3 100–3 400 мг/л. В качестве примера на рис. 2 показаны расчетный профиль свалочного тела и результаты одного из вариантов расчета концентраций хлорид-иона во влаге по профилю свалочного тела от его вершины до уровня подземных вод на моменты от 1 года (крайняя кривая слева) до 30 лет (крайняя кривая справа), полученные при максимальных значениях интенсивности инфильтрации (316 мм/год) и концентрации хлорид-иона в ней (5 000 мг/л). При максимальных значениях параметров уже через 10 лет на глубине 14 м

концентрация хлорид-иона во влаге составит 4 800 мг/л, на уровне подземных вод – 900 мг/л. Начиная с 30 лет и до конца расчетного периода 100 лет во влаге, поступающей на уровень подземных вод под свалочным телом, концентрация хлорид-иона будет 4 800 мг/л, что существенно превышает наблюдаемые концентрации в подземных водах.

В результате тестовых расчетов были подобраны следующие сочетания интенсивности инфильтрации и концентрации хлорид-иона, при которых расчетные концентрации хлорид-иона во влаге, поступающей на уровень подземных вод, близки к наблюдаемым в подземных водах под свалочным телом: 170–175 мм/год и 3 000–3 500 мг/л; 390 мм/год и 2 800 мг/л. Таким образом, для прогноза концентраций хлорид-иона в подземных водах можно задавать интенсивность инфильтрации в диапазоне 170–350 мм/год и более, а концентрацию хлорид-иона в инфильтрате в диапазоне 3 000–5 000 мг/л в течение периода функционирования полигона.

Прогноз загрязнения подземных вод хлорид-ионом в районе полигона ТКО в г. Дубне

В результате поступления с инфильтрацией загрязняющих веществ под свалочным телом в подземных водах формируется область загрязнения. Так, максимальные концентрации хлорид-иона в подземных водах на полигоне ТКО в г. Дубне под свалочным телом равны 2 836–3 403 мг/л. Далее загрязняющие вещества переносятся с потоком подземных вод и по мере удаления от полигона их концентрации постепенно снижаются до фоновых значений за счет разбавления чистыми подземными водами. Минимальные концентрации хлорид-иона в подземных водах, которые можно считать фоновыми, в колодезной воде на территории садового товарищества, расположенного в 200 м юго-восточнее полигона, составляют 34 мг/л. Кроме того, при наличии

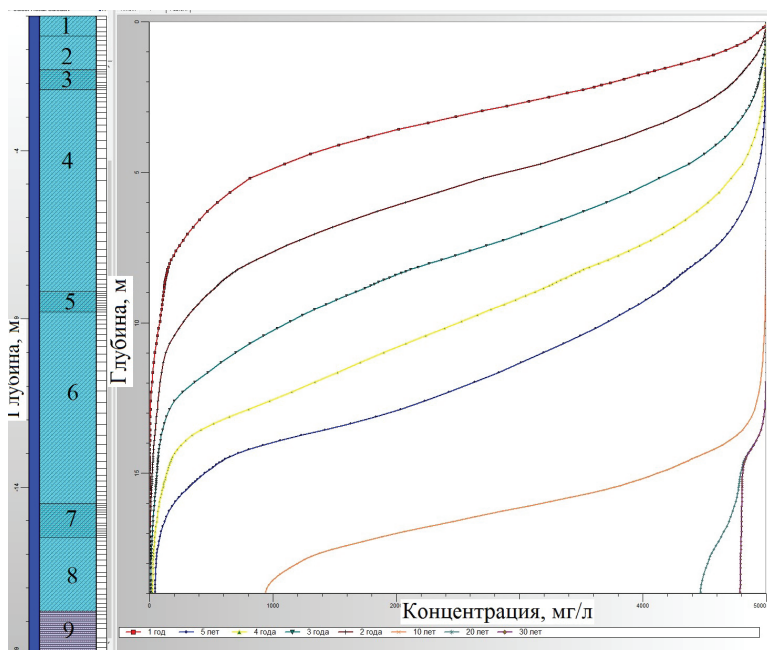


Рис. 2. Результаты расчета миграции хлорид-ионов в свалочном теле с влагой до уровня подземных вод: песчано-глинистый насыпной грунт – 1; отходы – 2, 4, 6, 8; суглинок: насыпной – 3, 5, 7, моренный – 9.

определенных условий загрязняющие вещества могут переноситься с потоком подземных вод вниз по разрезу в более глубокие водоносные горизонты, подземные воды которых используются для централизованного питьевого водоснабжения. Так как питьевое водоснабжение в г. Дубне осуществляется из водоемов, то основной задачей является оценка влияния полигона ТКО на загрязнение подземных вод в районе находящегося рядом дачного поселка, где используют колодезную воду; поэтому при прогнозе рассматривается самый неблагоприятный сценарий, когда загрязнение от полигона распространяется главным образом в первом от поверхности водоносном горизонте. Для этого сценария на основе схематизации геологического строения и гидрогеологических условий территории были разработаны геофильтрационная и геомиграционная модели для прогноза миграции хлорид-иона в подземных водах.

Для выполнения расчетов гидрогеологические условия прилегающей к полигону территории были схематизированы следующим образом. Рассматривается стационарный пространственный поток подземных вод в двухслойной системе: плановый в водоносном пласте и вертикальный в слабопроницаемом. Первый от поверхности водоносный пласт расположен в техногенных грунтах и аллювиально-флювиогляциальных песках. Второй от поверхности слабопроницаемый пласт расположен в моренных суглинках (рис. 3). Для моделирования геофильтрации была использована программа MODFLOW 2000, входящая в расчетный комплекс Visual Modflow [18]. Размеры расчетной области в плане составили 7×6 км. В качестве естественных внешних границ потока задавались водотоки (рис. 4). Взаимодействие подземных и поверхностных вод реализовывалось заданием граничного условия III рода при помощи модуля River. На севере моделируемая область была обрезана по линии тока, на юге – по линии равного напора 117 м для моделирова-

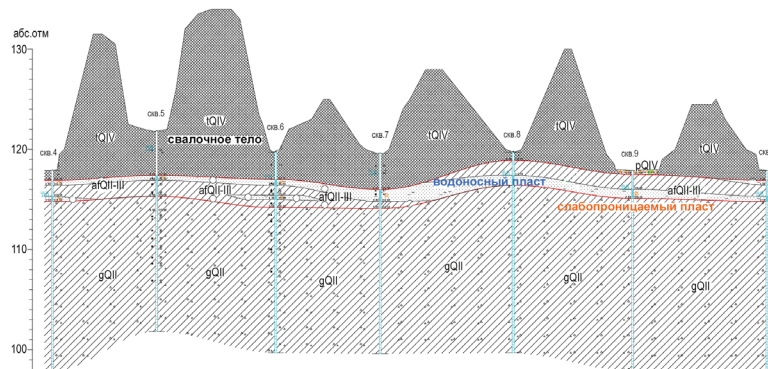
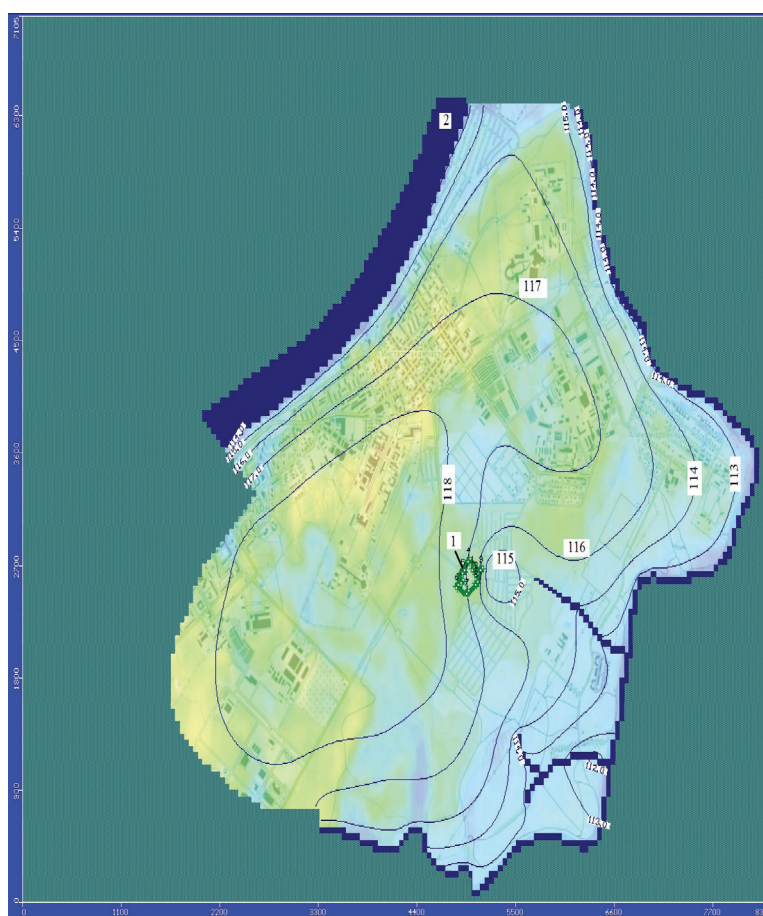


Рис. 3. Гидрогеологический разрез с элементами фильтрационной схемы по вертикали.



пласта при помощи модуля GHB. Размеры расчетных блоков за пределами полигона составили 50×50 м, на территории – 10×10 м. Общее количество блоков – 175 (по оси X) на 113 (по оси Y). Калибровка геофильтрационной модели осуществлялась по данным об уровнях подземных вод в скважинах, пробуренных при инженерно-геологических изысканиях на полигоне. Расчетные изолинии равных напоров подземных вод показаны на *рис. 4*. Максимальное расхождение модельных и наблюдаемых уровней подземных вод на полигоне менее 2 м, невязка баланса 0.13%.

Разработанная геофильтрационная модель воспроизводит региональные закономерности движения подземных вод в районе полигона: подземные воды формируются в междуречье за счет инфильтрационного питания, разгрузка происходит в водоемы, испарением и перетеканием вниз. Основная расходная статья баланса – разгрузка подземных вод в водое-

мы, остальные статьи существенно меньше. Рассчитанные при помощи расчетного модуля MODPATH траектории движения частиц показали следующее: ко всем скважинам на полигоне поступают формирующиеся под свалочным телом загрязненные воды; поток подземных вод, разбавляющих область загрязнения под полигоном, поступает со стороны местного водораздела; направление переноса загрязненных вод от полигона на восток – в сторону садового товарищества и реки Дубны, но к колодцу в стороне от полигона загрязненные воды не поступают (*рис. 5*).

Численная миграционная модель разработана при помощи встроенного в Visual Modflow расчетного модуля MT3D 1.5 [19]. Верификация миграционной модели выполнялась по концентрации хлорид-иона в подземных водах на момент инженерно-геологических исследований, то есть на момент 30 лет существования полигона: 3 000 мг/л в районе скважины 2 и 30 мг/л в районе колодца. В результате были подобраны значения активной пористости, продольной дисперсии, интенсивности инфильтрации и концентрации хлорид-иона в инфильтратах под свалочным телом и за его пределами. Подбранное значение инфильтрационного питания под свалочным телом с нулевого момента времени до начала рекультивации 30 лет составило 390 мм/год, концентрации хлорид-иона в нем – 5 000 мг/л. Рассчитанные концентрации хлорид-иона под свалочным телом составили 2 530 мг/л, в колодце – 25 мг/л, что хорошо совпадает с наблюдаемыми (*рис. 6*).

Прогноз показал, что при инфильтрационном питании 60 мм/год и концентрации хлорид-иона в нем – 30 мг/л с момента закрытия полигона (естественные условия) уже через 10 лет после закрытия полигона максимальные концентрации хлорид-иона в подземных водах будут менее 200 мг/л, что ниже предельно допустимых значений для питьевых вод.

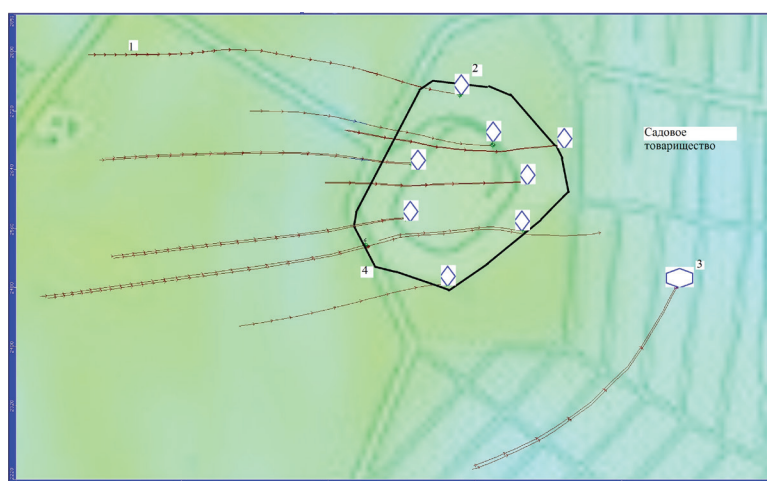


Рис. 5. Траектории движения частиц к наблюдательным скважинам: 1 – траектории движения; 2 – скважины; 3 – колодец; 4 – граница полигона.

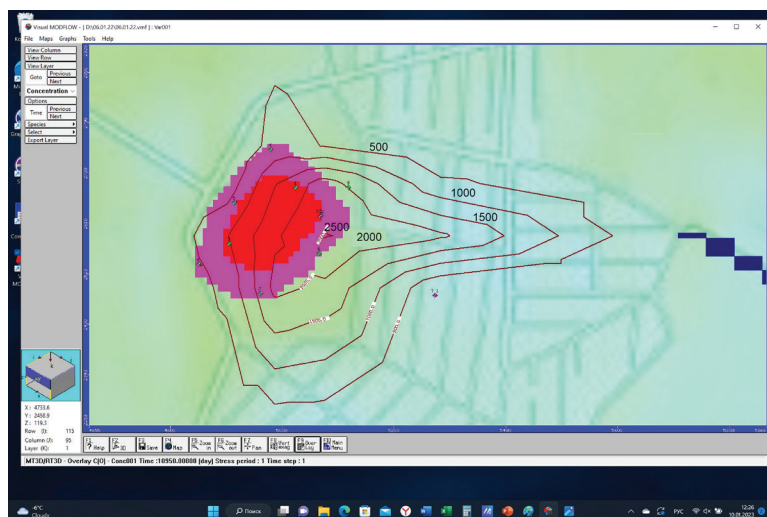


Рис. 6. Изолинии концентрации хлорид-иона в первом пласте на момент времени 30 лет, мг/л.

Заключение

Результаты исследования показали важность проведения более полного изучения химического и микробиологического состава фильтрата, подземных вод и водовмещающих пород на участках размещения ТКО для прогноза изменения их состояния как в период эксплуатации, так и в пострекультивационный период. В течение «жизненного цикла» полигона ТКО свалочное тело проходит через ряд стадий разложения органического вещества, которые определяют переход различных химических веществ в фильтрат. В свою очередь, поступление в водоносные горизонты обогащенного органическими веществами фильтрата приводит к формированию в них окислительно-восстановительной зональности, что в значительной мере определяет миграцию многих химических элементов.

На рассмотренных в данной статье примерах показано, что на момент изучения разложение отходов в основном находилось в стадиях активного или стабильного метаногенеза, так что интенсивный выход тяжелых металлов из свалочного тела, который наиболее вероятен в ацетогенной (кислой) фазе, уже произошел и наблюдался процесс затухания. Таким образом, риск поступления металлов в подземные воды после прекращения эксплуатации полигона ТКО минимален. Однако следует учитывать,

что за время эксплуатации полигона в зоне его влияния в депонирующих средах формируется вторичный источник загрязнения, что при изменении кислотно-щелочных и окислительно-восстановительных условий может привести к переходу металлов в подземные воды и их загрязнению. Более детально вопросы, связанные с долгосрочностью поступления загрязняющих веществ в процессе «жизненного цикла» полигона ТКО, и подходы к оценке состояния свалочного тела и подземных вод в условиях отсутствия информации о минимально необходимых показателях рассмотрены в наших статьях [20–22].

Оценка влияния полигонов ТКО на подземные воды состоит из 1) этапа расчета количества влаги, поступающей из свалочного тела на уровень подземных вод, и концентрации загрязняющих веществ в ней и 2) этапа расчета концентраций загрязняющих веществ в подземных водах. Расчеты выполняются численными методами при помощи имеющихся программных средств. Для начала в прогнозных расчетах можно использовать хлорид-ион как консервативный элемент, концентрации которого в фильтрате и подземных водах под свалочным телом очень высокие.

Полученные на первом этапе параметры используются в качестве граничных условий на верхней границе потока в геофильтрационной и геомиграционных моделях, что позволяет повысить достоверность прогноза загрязнения подземных вод в районе полигона. Создание моделей начинается с разработки разных сценариев (концепций) формирования загрязнения в свалочном теле и переноса загрязнения подземными водами, в том числе самых неблагоприятных. Главной целью прогнозов является оценка опасности загрязнения источников питьевого водоснабжения. В расчетах миграции хлорид-иона в свалочном теле можно использовать недостающую информацию по полигонам-аналогам, как это было показано на примере полигона ТКО в г. Дубне.

Литература

1. J. Lyngkilde, T.H. Christensen
J. Contam. Hydrol., 1992, **10**, 273.
DOI: 10.1016/0169-7722(92)90012-4.
2. И.С. Глушанкова
Геоэкология, 2004, №4, 334.
3. P. Kjeldsen, M.A. Barlaz, A.P. Rooker, A. Baun, A. Ledin, T.H. Christensen
Crit. Rev. Env. Sci. Technol., 2002, **32**(4), 297.
DOI: 10.1080/10643380290813462.
4. С.Р. Крайнов, В.М. Швеиц
Гидрогеохимия, РФ, Москва, Недра, 1992, 463 с.
5. В.С. Путилина, И.В. Галицкая, Т.И. Юганова
Влияние органического вещества на миграцию тяжелых металлов на участках складирования твердых бытовых отходов: Аналит. обзор, РФ, Новосибирск, ГПНТБ СО РАН; ИГЭ РАН, 2005, 100 с.
6. V. Gounaris, P.R. Anderson, T.M. Holsen
Environ. Sci. Technol., 1993, **27**, 1381. DOI: 10.1021/es00044a013.
7. D.L. Jensen, T.H. Christensen
Water Res., 1999, **33**(9), 2139. DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00486-2.
8. T. Klein, R. Niessner
Mikrochim. Acta, 1998, **129**(1), 47. DOI: 10.1007/BF01246848.
9. Ю.В. Завизион, Н.Н. Слюсарь, И.С. Глушанкова, Ю.М. Загорская
Вестник ПНИПУ. Прикладная экология. Урбанистика, 2015, **3**, 82.
DOI: 10.15593/2409;5125/2015.03.07.
10. В.К. Лукашев, К.И. Лукашев
Геохимия ландшафтов, СССР, Минск, Высшая школа, 1972, 358 с.
11. R.W. Healy
Simulation of Solute Transport in Variably Saturated Porous Media with Supplemental Information on Modifications to the US Geological Survey's Computer Program VS2D. Water-Resources Investigations Report 90-4025, USA, CO, Denver, Department of the Interior, US Geological Survey, 1990, 125 pp. DOI: 10.3133/wri904025.
12. P.R. Schroeder, C.M. Lloyd, P.A. Zappi, N.M. Aziz
The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: User's Guide for Version 3. Risk Reduction Engineering Laboratory Report, USA, OH, Cincinnati, US Environmental Protection Agency, 1994, 84 pp. (<https://www.nrc.gov/docs/ML1015/ML101590180.pdf>).
13. S.O. Grinevsky
Moscow Univ. Geol. Bull., 2011, **66**(3), 189.
DOI: 10.3103/S0145875211030057.
14. D.A. Fatta, A. Papadopoulos, M. Loizidou
Environ. Geochem. Health, 1999, **21**(2), 175.
DOI: 10.1023/A:1006613530137.
15. Н.Н. Слюсарь, Я.И. Вайсман, В.Н. Коротаев
Экология и промышленность России, 2016, **20**(4), 32.
DOI: 10.18412/1816-0395-2016-4-32-39
16. D. Zeng, G. Chen, P. Zhou, H. Xu, A. Qiong, B. Duo, X. Lu, Z. Wang, Zh. Han
Ecotoxicol. Environ. Saf., 2021, **211**, 111913.
DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.111913.
17. A.A. Al-Suraihi
Engin. Technol. J., 2017, **35**(6), 560.
DOI: 10.30684/etj.35.6A.2.
18. Y. Qingchun, L. Wenxi, F.P. Yanna
Proced. Engin., 2011, **24**, 638. DOI: 10.1016/j.proeng.2011.11.2709.
19. P. Wang, C. Zheng
Ground Water, 2005, **43**(3), 423.
DOI: 10.1111/j.1745-6584.2005.0034.x.
20. И.В. Галицкая, В.С. Путилина, Т.И. Юганова
Геоэкология, 2020, **6**, 3.
DOI: 10.31857/S086978092006003X.
21. И.В. Галицкая, В.С. Путилина, Т.И. Юганова
Геоэкология, 2021, **1**, 3.
DOI: 10.31857/S0869780921010021.
22. И.В. Галицкая, В.С. Путилина, И.А. Костинова
Геоэкология, 2022, **5**, 49. DOI: 10.31857/S0869780922050034.

English

Long-Term Impact of Landfills and Municipal Solid Waste Landfills on the Transformation of Groundwater Chemistry*

Irina V. Galitskaya

Sergeev Institute of Environmental
Geoscience, RAS
13-2 Ulansky Ln., P.O. box 145,
Moscow, 101000, Russia
galgeoenv@mail.ru

Irina A. Kostikova

Sergeev Institute of Environmental
Geoscience, RAS
13-2 Ulansky Ln., P.O. box 145,
Moscow, 101000, Russia
kostiran@yandex.ru

Irina A. Pozdniakova

Sergeev Institute of Environmental
Geoscience, RAS
13-2 Ulansky Ln., P.O. box 145,
Moscow, 101000, Russia
irina_pozd58@mail.ru

Vera S. Putilina

Sergeev Institute of Environmental
Geoscience, RAS
13-2 Ulansky Ln., P.O. box 145,
Moscow, 101000, Russia
vputilina@yandex.ru

Tatiana I. Yuganova

Sergeev Institute of Environmental
Geoscience, RAS
13-2 Ulansky Ln., P.O. box 145, Moscow,
101000, Russia
tigryu@gmail.com

Abstract

An integrated approach to assessing the impact of landfills of municipal solid waste on the transformation of the chemical composition of groundwater is considered. Examples are given to study the regularities of pollutant transfer into leachate as well as changes in the intensity and scale of their leakage into groundwater depending on the stages of organic compound degradation in the landfill body, features of changes in the hydrogeochemical conditions in the post-reclamation period are considered. An ecological and geochemical assessment of the condition and role of unsaturated zone sediments as a secondary source of groundwater pollution at the sites of landfills in the Moscow region is carried out. An example of forecasting of pollution transport in the landfill body and groundwater by using numerical modeling of moisture and mass transport processes in the unsaturated zone and groundwater flow and transport processes modeling is described for the "Dubna Pravoberezhnaya" landfill.

Keywords: landfill body, degradation processes, pollutants, unsaturated zone, groundwater, migration, modeling.

*The work was financially supported by RFBR (project 20-05-00574).

Images & Tables

Table 1. Geochemical associations in the surface layer of soils in areas of maximum pollution

Geochemical association	Z _c
Landfill "Yadrovo"	
Cd _{2.2} As _{1.5} *	2.6
Hg _{6.5-7.0} **	6.5–7.0
Landfill "Dubna Pravoberezhnaya"	
Cu _{41.3} Zn _{10.5} Cd _{10.3} Hg _{4.7} Ni _{1.7} Pb _{1.4} *	64.9
Hg ₄₇ Cu ₃₁ Zn _{9.5} Cd _{2.5} Pb _{2.2} Ni _{1.3} ***	88.3
Landfill "Kaurcevo"	
Cd _{6.6} Pb _{4.3-4.5} Zn _{2.7-2.8} Cu _{2.3-2.5} *	12.8–16.1
Zn _{11.3-11.5} Cu _{7.2-7.8} Hg _{5.8} Pb _{4.1-4.3} Ni _{3.6-3.9} As _{1.9-3.9} Cd _{2.5-2.6} **	30.7–33.3
Hg _{6.9} Pb _{6.4-6.7} Zn _{2.4-2.6} Cu _{1.7-1.8} Cd _{1.6} ***	15.1–15.6
Landfill "Chascy"	
Cd _{4.8-6.5} Pb _{2.4-4.5} Cu _{2.4-4.2} Zn _{1.9-2.9} *	15.8
Zn _{8.7-16.5} Cu _{7.5-13.2} Ni _{1.9-6.4} Pb _{3.1-5.8} As _{1.4-5.5} Cd _{2.1-2.8} Mn _{2.1-2.7} Hg _{1.8-2.5} **	26.1–39.5
Hg _{4.8-9.5} Pb _{3.6-6.7} Zn _{1.4-2.6} Cu _{1.8-3.2} Cd _{1.2-1.6} ***	9.7–16.0
Landfill "Valcevo"	
Pb _{4.6} Cu _{3.8} Cd _{1.8} *	8.2
Pb _{6.9} Hg _{6.8} Cu _{2.9} ***	14.6
Landfill "Kuchino"	
Cd _{76.7} Cu _{12.1} Zn _{5.6} Hg _{4.9} As _{3.1} Pb _{2.8} *	100.2
Cd ₉₂ Cu _{16.7} Bi _{12.3} Hg _{10.7} Cr _{9.8} Zn _{8.6} W _{4.4} Mo _{2.5} Ni _{2.4} As _{2.1} Pb _{1.9} Sb _{1.3} Ba _{1.3} **	153.9
Hg ₁₆₀ Pb _{12.4} Cu _{4.4} Zn _{1.8} As _{1.3} ***	175.9
Landfill "Timokhovo"	
Pb _{13.6} Cu _{2.5} *	15.1
Pb _{35.7} Cu _{10.1} Zn _{2.4} Ni _{1.4} Hg _{1.1} **	46.6
Pb _{20.4} Cu _{1.9} Hg _{1.8} ***	22.1

Note: * – the concentration of an element relative to its regional background; ** – the concentration of an element relative to its local background; *** – the concentration of an element relative to abundance of this element in soil.

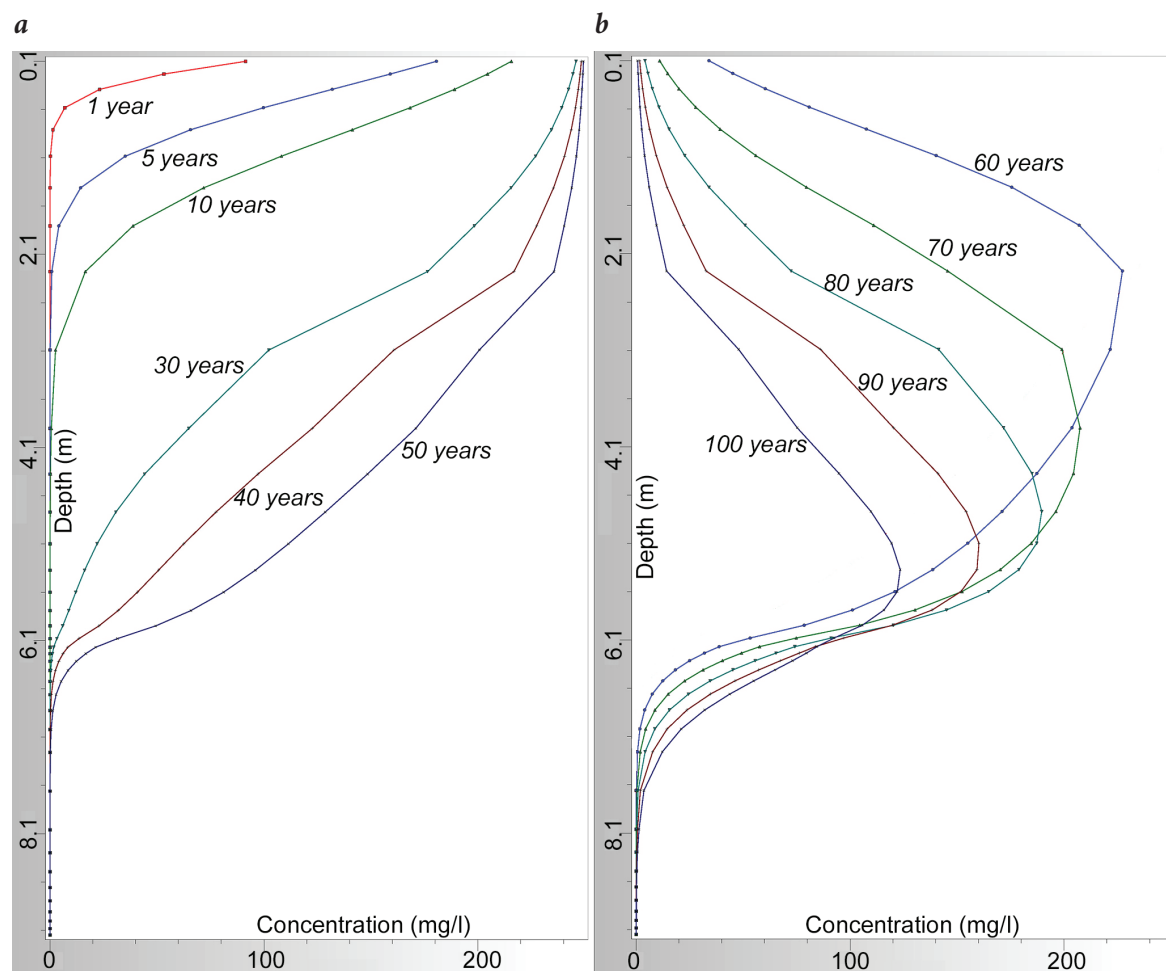


Fig. 1. Chromium content change in the unsaturated zone: a – pollution period; b – cleaning period (after landfill reclamation).

Table 2. Results of calculating the water balance of the landfill body

Components of the water balance of the landfill body	Variant 1		Variant 2	
	mm	%	mm	%
Precipitation	734	100	734	100
Runoff	146	20	176	24
Evapotranspiration	413	56	391	53
Infiltration	175	24	167	23

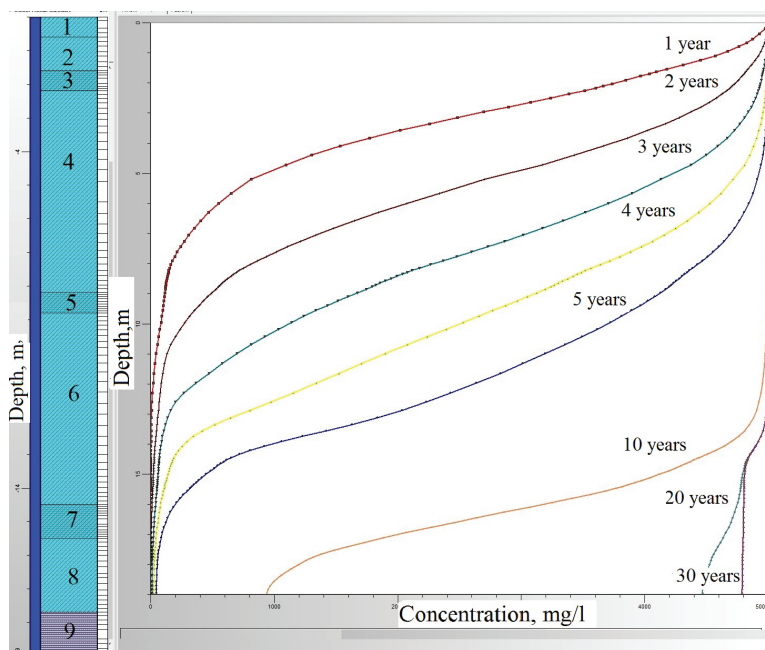


Fig. 2. Results of calculation of chloride transport in the landfill body with moisture to the groundwater level: sandy-clay cover soil – 1; waste – 4,6,8; low permeability barrier soils – 3,5,7, moraine loam – 9.

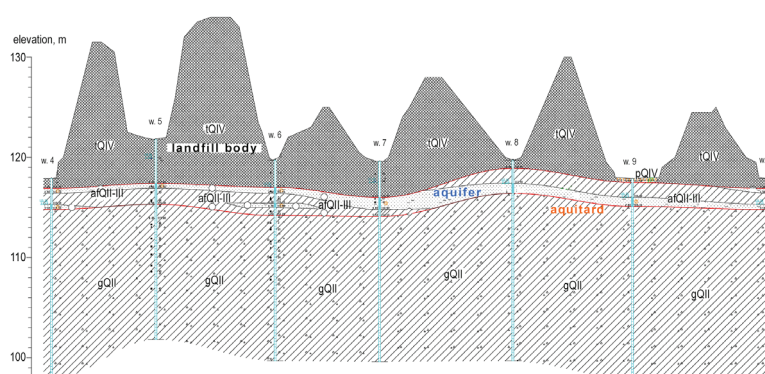


Fig. 3. Hydrogeological cross-section with elements of groundwater flow system.

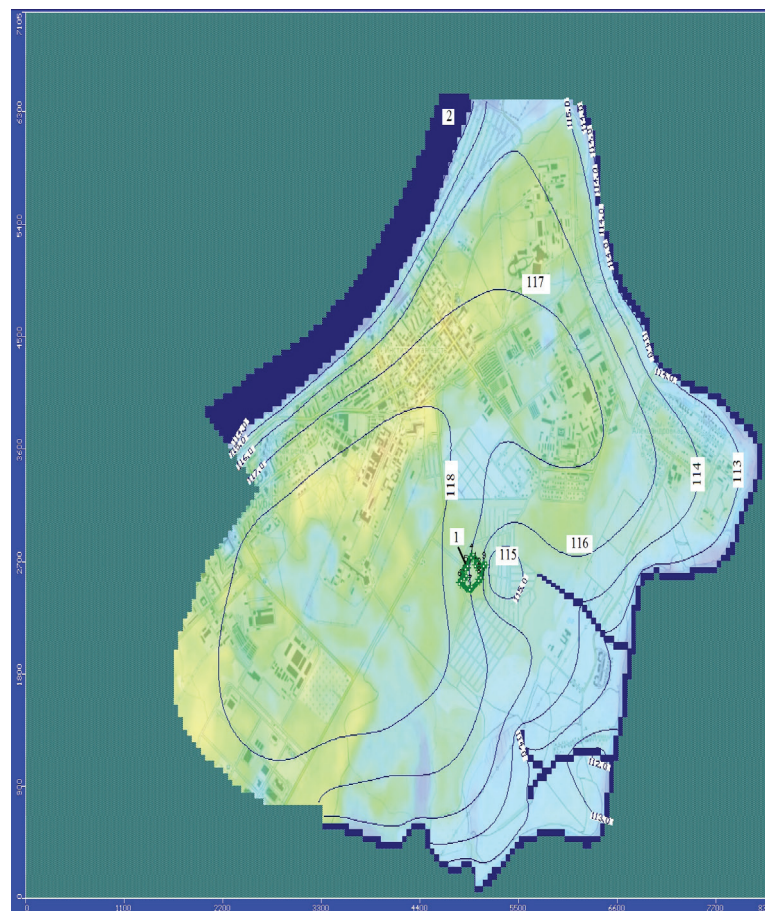


Fig. 4. Calculated groundwater flow levels, m: 1 – landfill boundaries; 2 – rivers.

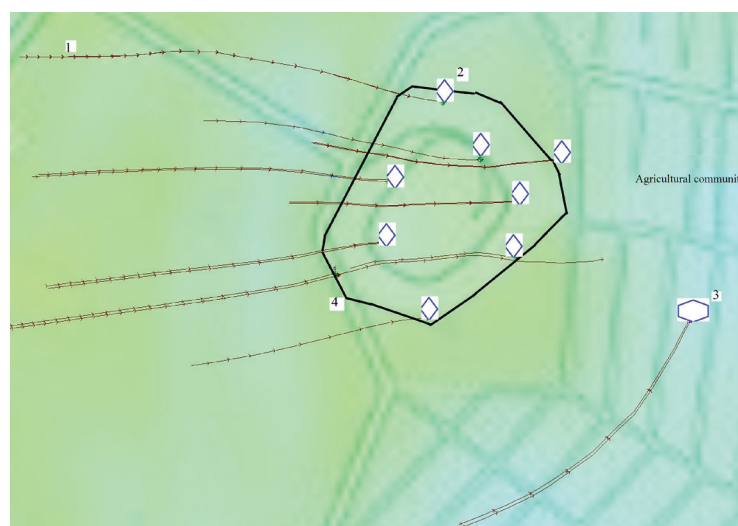


Fig. 5. Groundwater flow particles tracks to observation points: 1 – movement direction; 2 – wells; 3 – draw-well; 4 – landfill boundary.

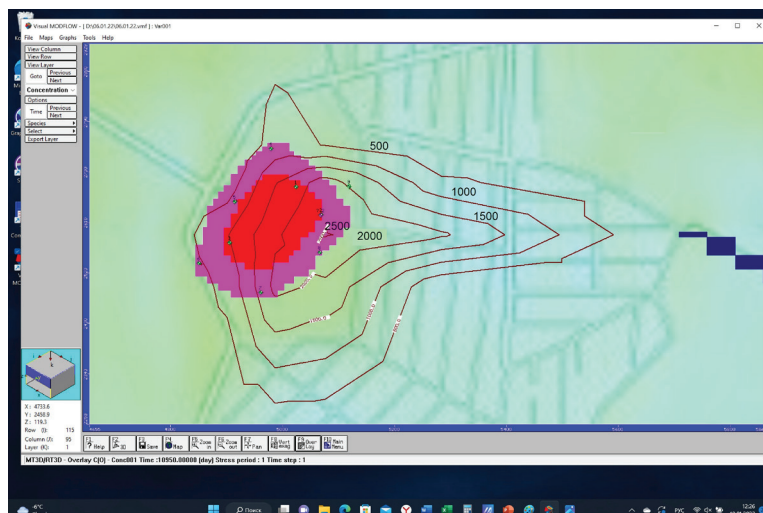


Fig. 6. Chloride concentration in the groundwater at the time of 30 years, mg/l.

References

1. J. Lyngkilde, T.H. Christensen
J. Contam. Hydrol., 1992, **10**, 273.
DOI: 10.1016/0169-7722(92)90012-4.
2. И.С. Глушанкова
Геоэкология, 2004, №4, 334.
3. P. Kjeldsen, M.A. Barlaz, A.P. Rooker, A. Baun, A. Ledin, T.H. Cristensen
Crit. Rev. Env. Sci. Technol., 2002, **32**(4), 297.
DOI: 10.1080/10643380290813462.
4. S.R. Krajnov, V.M. Shvec
Hydrogeochemistry, RF, Moscow, Nedra Publ., 1992, 463 pp. (in Russian).
5. V.S. Putilina, I.V. Galickaya, T.I. Yuganova
Influence of Organic Substance on Heavy Metal Migration in Municipal Solid Waste Disposal Sites: Systematic Review, RF, Novosibirsk, SPSTL SB RAS; IEG RAS, 2005, 100 pp. (in Russian).
6. V. Gounaris, P.R. Anderson, T.M. Holsen
Environ. Sci. Technol., 1993, **27**, 1381. DOI: 10.1021/es00044a013.
7. D.L. Jensen, T.H. Christensen
Water Res., 1999, **33**(9), 2139. DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00486-2.
8. T. Klein, R. Niessner
Mikrochim. Acta, 1998, **129**(1), 47. DOI: 10.1007/BF01246848.
9. Yu. Zavizion, N. Slyusar, I. Glushankova, Yu. Zagorskaya
PNRPU Bulletin. Applied Ecology. Urban Development, 2015, **3**, 82. (in Russian). DOI: 10.15593/2409;5125/2015.03.07.
10. V.K. Lukashev, K.I. Lukashev
Landscape geochemistry, USSR, Minsk, Minsk Higher School Publ. House, 1972, 358 pp. (in Russian).
11. R.W. Healy
Simulation of Solute Transport in Variably Saturated Porous Media with Supplemental Information on Modifications to the US Geological Survey's Computer Program VS2D. Water-Resources Investigations Report 90-4025, USA, CO, Denver, Department of the Interior, US Geological Survey, 1990, 125 pp. DOI: 10.3133/wri904025.
12. P.R. Schroeder, C.M. Lloyd, P.A. Zappi, N.M. Aziz
The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: User's Guide for Version 3. Risk Reduction Engineering Laboratory Report, USA, OH, Cincinnati, US Environmental Protection Agency, 1994, 84 pp. (<https://www.nrc.gov/docs/ML1015/ML101590180.pdf>).
13. S.O. Grinevsky
Moscow Univ. Geol. Bull., 2011, **66**(3), 189.
DOI: 10.3103/S0145875211030057.
14. D.A. Fatta, A. Papadopoulos, M. Loizidou
Environ. Geochem. Health, 1999, **21**(2), 175.
DOI: 10.1023/A:1006613530137.
15. N. Sliusar, Y. Vaisman, V. Korotaev
Ecology and Industry of Russia, 2016, **20**(4), 32 (in Russian).
DOI: 10.18412/1816-0395-2016-4-32-39.
16. D. Zeng, G. Chen, P. Zhou, H. Xu, A. Qiong, B. Duo, X. Lu, Z. Wang, Zh. Han
Ecotoxicol. Environ. Saf., 2021, **211**, 111913.
DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.111913.
17. A.A. Al-Suraihi
Engin. Technol. J., 2017, **35**(6), 560. DOI: 10.30684/etj.35.6A.2.
18. Y. Qingchun, L. Wenxi, F.P. Yanna
Proced. Engin., 2011, **24**, 638. DOI: 10.1016/j.proeng.2011.11.2709.
19. P. Wang, C. Zheng
Ground Water, 2005, **43**(3), 423.
DOI: 10.1111/j.1745-6584.2005.0034.x.
20. I.V. Galickaya, V.S. Putilina, T.I. Yuganova
Geokologiya, 2020, **6**, 3 (in Russian).
DOI: 10.31857/S086978092006003X.
21. I.V. Galickaya, V.S. Putilina, T.I. Yuganova
Geokologiya, 2021, **1**, 3 (in Russian).
DOI: 10.31857/S0869780921010021.
22. I.V. Galickaya, V.S. Putilina, I.A. Kostikova
Geokologiya, 2022, **5**, 49 (in Russian).
DOI: 10.31857/S0869780922050034.