

МОДЕЛИ В ИНЖЕНЕРНОЙ ГЕОЛОГИИ И ГИДРОГЕОЛОГИИ

УДК 624.131

ПРОГНОЗ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В РАЙОНЕ ПОЛИГОНА ТКО В ДУБНЕ МЕТОДОМ МОДЕЛИРОВАНИЯ

© 2024 г. И. А. Позднякова^{1,*}, И. А. Костикова^{1,**}

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

*E-mail: irina_pozd58@mail.ru,

**E-mail: kostiran@yandex.ru

Поступила в редакцию 08.11.2023 г.

После доработки 21.12.2023 г.

Принята к публикации 25.03.2023 г.

В рамках задачи оценки влияния полигона ТКО на загрязнение подземных вод при помощи методов геофильтрационного и геомиграционного моделирования был выполнен прогноз загрязнения подземных вод хлорид-ионом на территории, прилегающей к полигону ТКО в Дубне, после его рекультивации. Рассмотрены разные варианты геофильтрационной схематизации гидрогеологических условий и геомиграционной схематизации процессов загрязнения и их влияние на результаты прогноза. Для моделирования был использован программный комплекс Visual Modflow, включающий модули для расчета геофильтрации MODFLOW 2000 и MT3DMS для расчета геомиграции. Для реализации граничных условий на верхней границе модели под свалочным телом — интенсивности инфильтрационного питания и концентрации загрязняющих веществ во влаге, поступающей на уровень подземных вод в период существования и после рекультивации полигона, использованы результаты, полученные ранее при анализе водного и солевого баланса свалочного тела. Результаты расчетов показали, что для уточнения структуры потока и миграционного прогноза целесообразна разработка региональной и локальной геофильтрационных моделей. При прогнозе миграции загрязняющих веществ в подземных водах необходимо учитывать их длительное поступление на уровень подземных вод из свалочного тела после рекультивации полигона.

Ключевые слова: подземные воды, свалочное тело, фильтрат, прогноз загрязнения, геофильтрация, геомиграция, численная модель, хлорид-ион, концентрация

DOI: 10.31857/S0869780924050048 EDN: QPLUXV

ВВЕДЕНИЕ

Методы математического моделирования процессов геофильтрации и геомиграции для решения задачи оценки влияния свалок на загрязнение подземных вод используются достаточно давно. Наиболее полная информация о стадийности изучения загрязнения подземных вод в районах полигонов ТКО (начиная с характеристик отходов, о химических и биохимических процессах в свалочном теле, трансформации химического состава подземных вод на всех стадиях существования свалки и заканчивая прогнозами загрязнения и разработкой инженерных сооружений по их защите на основе численного моделирования) приводится в опубликованном в 2007 г. в Великобритании исследовании [9]. Как правило, при прогнозах загрязнения подземных вод рассчитывают перенос консервативного компонента — хлорид-иона, содержащегося в фильтрате

и поступающего на уровень подземных вод (УПВ) под свалочным телом. [1, 3, 6, 9, 15, 17, 18]. При этом используют вычислительные комплексы, содержащие модули для расчета напоров подземных вод MODFLOW, скоростей и траектории движения частиц MODPATH и концентраций загрязняющих веществ MT3DMS [10, 12, 14]. Эти же вычислительные средства применяются при прогнозе распространения в подземных водах в районах свалок свинца [4], мышьяка [2], хрома [7], сульфат-иона [8], фосфора [13], ртути и аммония [16]. Наиболее современные данные о вычислительных средствах, применяемых для прогноза миграции в подземных водах широкого спектра органических соединений, в том числе характерных для свалок, приводятся в опубликованном в 2021 г. обзоре [11]. Моделирование защитных мероприятий при угрозе загрязнении подземных вод в районе свалок, особенно при расположении рядом водозаборных скважин, включает

рассмотрение сценариев нарушения свойств подстилающего изолирующего слоя, вариантов организации дренажа и расчет его параметров, противофильтрационной стены и сорбционного проницаемого барьера [5, 12, 14, 16].

Представленные результаты являются продолжением исследований по оценке влияния полигона ТКО в г. Дубна на загрязнение подземных вод. На первом этапе были выполнены расчеты водного и солевого баланса свалочного тела и оценены интенсивность инфильтрации и концентрации хлорид-иона, поступающие на уровень подземных вод под свалочным телом в период эксплуатации полигона и после его рекультивации. Результаты расчетов показали, что наблюдаемые в подземных водах на конец 30-летнего периода эксплуатации полигона концентрации Cl^- от 2800 до 3500 мг/л формируются при интенсивности инфильтрации в диапазоне 170–390 мм/год и его концентрации в инфильтрационном питании в диапазоне 3000–3500 мг/л. Было показано, что даже через 40 лет после рекультивации с инфильтрацией на уровень подземных вод может поступать более 2000 мг/л хлорид-иона. Снижение концентраций до фоновых значений в подземных водах (34 мг/л) может занять от 50 до 100 и более лет. Полученные на первом этапе исследований результаты использованы при задании граничных условий в геофильтрационной и геомиграционной моделях. Для моделирования использован расчетный комплекс Visual Modflow [19]. Предложенный подход к прогнозу загрязнения подземных вод в районах свалок является оригинальным и отличается от опубликованных ранее.

РАЗРАБОТКА ГЕОФИЛЬТРАЦИОННОЙ МОДЕЛИ

Полигон ТКО в г. Дубна находится в междуречье рек Волга, Дубна, Сестра и канала им. Москвы (рис. 1). Инженерно-геологические изыскания, выполненные перед началом рекультивации свалки, показали, что в геологическом строении территории полигона до исследованной глубины 40 м принимают участие верхне-, среднечетвертичные аллювиально-флювиогляциальные и среднечетвертичные моренные отложения, перекрытые сверху насыпными (техногенными) грунтами и почвенно-растительным слоем: ИГЭ 1 – насыпные техногенные грунты (ИГЭ 1) с переслаиванием через 5 м слоем глинистого грунта (изолирующий слой) толщиной до 0.6 м (ИГЭ 1а, tQ_{IV}); ИГЭ 2 – суглинок тугопластичный (afQ_{II-III}); ИГЭ 3 – песок пылеватый, средней плотности (afQ_{II-III}); ИГЭ 4 – суглинок полутвердый (gQ_{II}).

Общая мощность четвертичных отложений около 20 м. Максимальная мощность свалочного тела 21 м. Коренные отложения до глубины 40 м



Рис. 1. Ситуационный план: а – схема; б – спутник.

не вскрыты (по литературным источникам, они представлены среднеюрскими глинами келловейского яруса мощностью порядка 13–15 м (J_{2k}), под которыми залегают верхнекаменноугольные известняки (C_3)).

Гидрогеологические условия характеризуются наличием безнапорного водоносного горизонта, приуроченного к верхнечетвертичным техногенным (насыпным) и средне-верхнечетвертичным аллювиально-флювиогляциальным отложениям. Питание подземных вод инфильтрационное, разгрузка происходит в р. Волга и ее притоки: Дубна, Сестра, Черная. Водоносный горизонт отделен от залегающего ниже верхнекаменноугольного артезианского водоносного горизонта слабопроницаемыми моренными суглинками и толщей слабопроницаемых юрских глин значительной мощности, что предполагает его хорошую защищенность от загрязнения.

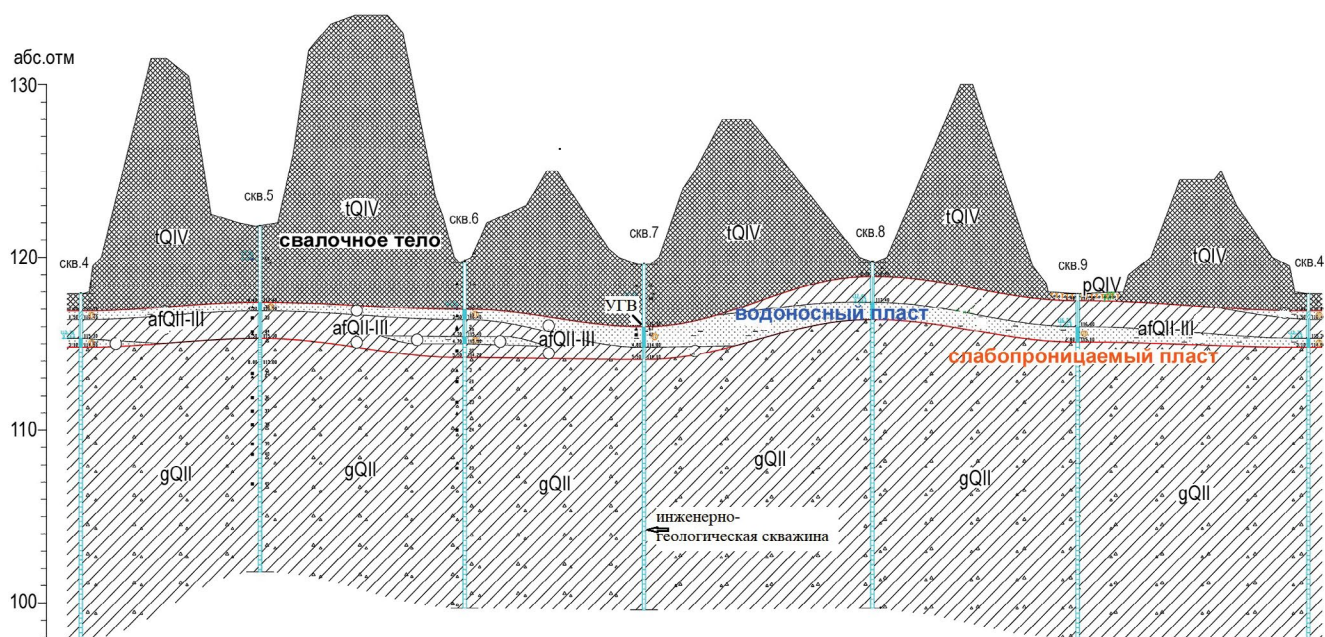


Рис. 2. Гидрогеологический разрез с элементами фильтрационной схемы по вертикали.

По данным изысканий в 2019 г., концентрации хлорид-иона в водоносном горизонте под свалочным телом, где его мощность 17 м, составляют 2836 мг/л (скв. 2). На периферии мощность свалочного тела сокращается до 2.7–4.4 м, а концентрация хлорид-иона увеличивается до 3119–3403 мг/л. В поверхностных водах (р. Черная) концентрация хлорид-иона 194 мг/л, в колодце на территории садового товарищества, расположенного в 200 м юго-восточнее свалки — 34 мг/л. Последнее значение можно считать фоновым для подземных вод на окружающей территории.

Прогноз загрязнения подземных вод в районе полигона в Дубне был выполнен для двух возможных сценариев распространения загрязнения в подземных водах. *Первый сценарий* учитывал возможность проникновения загрязнения в артезианский водоносный горизонт в результате перетекания через слабопроницаемые моренные суглинки и юрские глины. Необходимость такого прогноза обусловлена тем, что водоносные горизонты в каменноугольных известняках являются источниками питьевого водоснабжения на территории Подмосковья. Во *втором сценарии* реализованы условия максимального распространения загрязнения в четвертичном водоносном горизонте, подземные воды которого используются в находящемся поблизости дачном поселке.

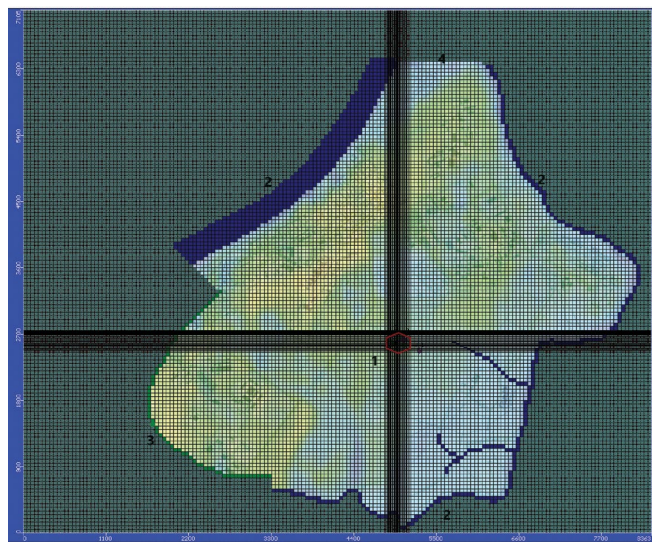


Рис. 3. Расчетная область модели: 1 — полигон ТБО; 2 — водотоки; границы: 3 — южная; 4 — северная.

Геофильтрационная схематизация гидрогеологических условий для реализации первого сценария выглядит следующим образом. Рассматривается стационарный пространственный поток в двухслойной системе: плановый в водоносном пласте в аллювиально-флювиогляциальных песках и вертикальный в слабопроницаемом пласте в моренных суглинках (рис. 2). Размеры расчетной области в плане составили 7×6 км. В качестве естественных внешних и внутренних границ потока задавались водотоки (рис. 3). Взаимодействие подземных и поверхностных вод реализовывалось заданием граничного условия (ГУ) III рода при помощи модуля River. На севере моделируемая область была обрезана по линии тока, на юге ограничена по линии равного напора 117 м в абсолютных отметках, на которой было задано ГУ III рода, позволяющее при помощи расчетного модуля GHB реализовывать выходящий

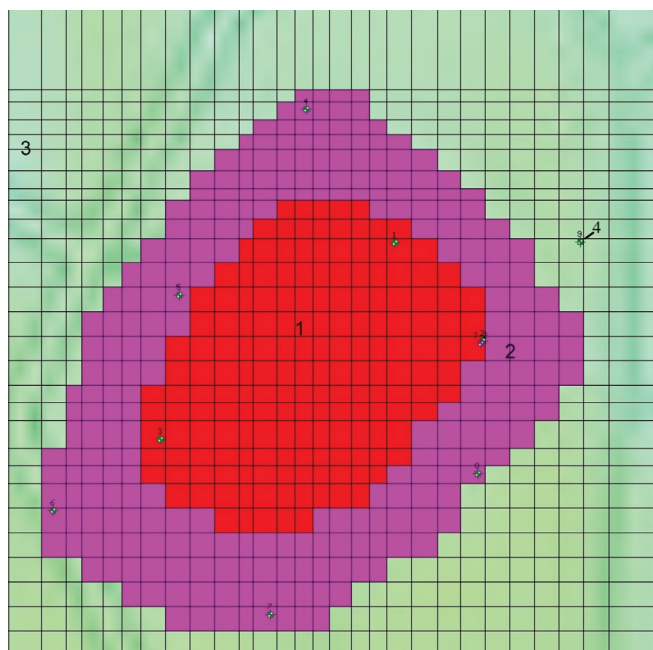


Рис. 4. Зоны инфильтрационного питания (мм/год):
1 – 390; 2 – 100; 3 – 60, 4 – скважина и ее номер.

из расчетной области расход подземных вод. Таким образом, границы области фильтрации находятся на большом удалении от полигона и не будут существенно влиять на распределения напоров и концентраций вблизи полигона. Размеры расчетных блоков на территории свалочного тела 10×10 м, а за пределами полигона составили 50×50 м. Общее количество блоков $175(X) \times 113(Y)$. По вертикали модель ограничена по подошве слабопроницаемых суглинков мощностью 20 м. Перетекание реализовано заданием ГУ III рода на подошве второго пласта при помощи модуля GHB. Инфильтрационное питание

на верхней границе водоносного пласта при помощи модуля Recharge задавалось разным внутри трех зон (две внутри полигона и одна за его пределами). На верхней границе потока также задавалось испарение, так как местность заболочена.

Калибровка геофильтрационной модели осуществлялась по данным об уровнях подземных вод в скважинах, пробуренных при инженерно-геологических изысканиях на полигоне. Расположение скважин и зон инфильтрационного питания показано на рис. 4. Полученное распределение напоров в первом пласте показано на рис. 5, максимальное расхождение модельных и наблюдаемых уровней подземных вод на полигоне в табл. 1, подобранные значения при калибровке параметров модели в табл. 2, баланс в табл. 3.

Подземные воды формируются за счет инфильтрации и разгружаются преимущественно в водоемы. Перетекание через моренные суглинки в каменноугольные водоносные горизонты затруднено, расход перетекания примерно втрое меньше расхода разгрузки в реки (см. табл. 3).

На основе полученных значений напора подземных вод при помощи программы MODPATH были рассчитаны векторы скорости фильтрации, показывающие направление движения подземных вод (рис. 6), траектории движения загрязняющих веществ от границ полигона (рис. 7), направление переноса загрязнения от полигона и траектории поступления подземных вод к каждой наблюдательной скважине, которые показывают откуда могут поступать загрязняющие вещества с подземными водами (рис. 8). От водораздела в сторону полигона поступают чистые подземные воды, а основное направление сноса загрязнения от полигона на восток в сторону садового товарищества и р. Дубна (см. рис. 6, 7).

Таблица 1. Сравнение наблюдаемых и расчетных уровней подземных вод

№ скв	Уровни подземных вод, м	
	наблюдаемые	модельные
1	115.2	116.7
2	115.02	116.4
3	115.7	117.1
4	115.3	116.9
5	117.4	117.1
6	117	117.3
7	116	117
8	117.4	116.3
9	116	115

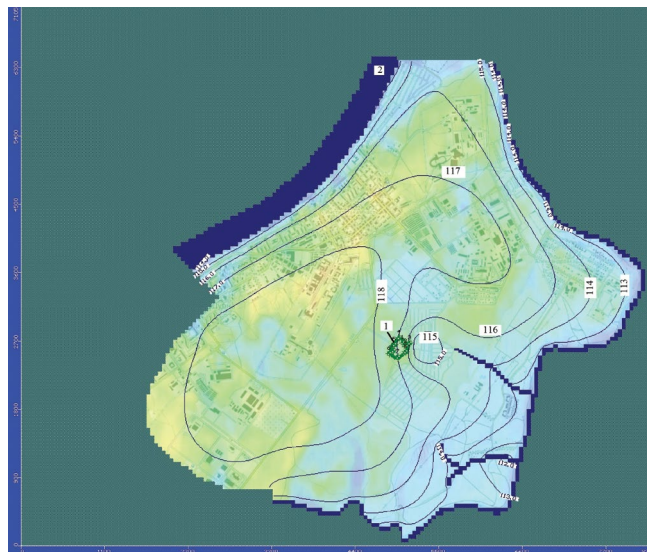


Рис. 5. Расчетные линии равного напора подземных вод в первом пласте, м.

Таблица 2. Параметры модели, полученные в результате калибровки модели

Параметр	Значение
Инфильтрационное питание, мм/год	
Зона 1	390
Зона 2	100
Зона 3	60
Коэффициент фильтрации 1-го пласта, м/сут	5
Коэффициент фильтрации 2-го пласта, м/сут	0.005
Проводимость границы III рода по р. Волга, м ² /сут	100–200
Проводимость границы III рода по р. Дубна и ее притокам, м ² /сут	10–20
Проводимость границы III рода по подошве 2-го пласта, м ² /сут	0.001
Проводимость границы III рода на юге расчетной области в 1-м пласте, м ² /сут	10–20
Интенсивность испарения, мм/год	40
Критическая глубина, м	2.5

Таблица 3. Баланс расчетной области

Расход подземных вод, м ³ /сут			
поступающий в расчетную область		выходящий из расчетной области	
Инфильтрационное питание	4239.21	Разгрузка в реки	2165.42
		Перетекание вниз	996.45
		Испарение	854.97
		Отток через южную границу	227.75
Итого	4239.21	Итого	4244.59

Ко всем скважинам поступают загрязненные воды, которые формируются под свалочным телом (рис. 8). К колодцу в стороне от полигона загрязненные воды не поступают. К скважинам, расположенным с западной стороны, происходит максимальный приток чистых вод, разбавляющих загрязненные.

РАЗРАБОТКА ГЕОМИГРАЦИОННОЙ МОДЕЛИ

Разработанная геофильтрационная модель на этапе прогноза загрязнения подземных вод была использована для калибровки миграционной модели. Калибровочными критериями являлись концентрации Cl^- в подземных водах на конец 30-летнего периода существования полигона. В результате были подобраны такие значения интенсивности инфильтрации и концентрации хлорид-иона в инфильтрационном питании, при которых рассчитанные концентрации Cl^- в подземных водах совпали с наблюдаемыми (рис. 9). Интенсивность инфильтрации составила 390 мм/год на территории всего полигона, концентрация Cl^- в инфильтрационном питании 5000 мг/л. Высокие значения параметров

косвенно указывают на то, что в реальных условиях количество влаги, поступающей на УПВ под свалочным телом, и концентрация загрязняющих веществ в ней могут существенно превышать значения, полученные при расчетах водного баланса свалочного тела. Принятые в расчетах значения миграционных параметров показаны в табл. 4.

Модель была использована для прогноза распространения хлорид-иона в подземных водах после рекультивации полигона, когда на УПВ поступает характерное для естественных условий в данной климатической зоне инфильтрационное питание, т.е. 60 мм/год. Долговременное поступление хлорид-иона с инфильтрацией после рекультивации свалочного тела в этом варианте не учитывалось, концентрация хлорид-иона в инфильтрате после закрытия полигона задавалась равной фоновой, чтобы избежать эффекта длительного разбавления.

Таблица 4. Миграционные параметры

Расчетный пласт	Активная пористость, д.е.	Продольная дисперсия, м
1	0.1	10
2	0.3	0.01

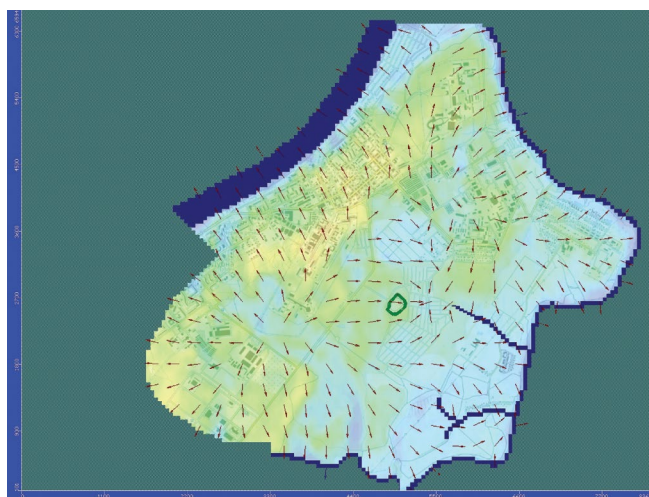


Рис. 6. Направление движения подземных вод в расчетной области.

Длительность прогноза составила 100 лет. Результаты прогноза показали, что через 10 лет после закрытия полигона область загрязнения сместится ниже по потоку подземных вод, концентрации хлорид-иона в подземных водах практически под всей территорией свалки будут менее 40 мг/л. Максимальные концентрации хлорид-иона в подземных водах будут менее 200 мг/л, что ниже ПДК 350 мг/л (рис. 10). Через 50 лет концентрация Cl^- в районе полигона будет составлять 40–50 мг/л, т.е. незначительно превышать фоновые значения.

Наиболее эффективным способом локализации загрязнения подземных вод в районе полигонов ТКО является организация дренажа, перехватывающего загрязнение. Расчеты показали, что дренаж по периметру полигона в Дубне с проводимостью дрен от 0.001 до 50 м²/сут обеспечит расчетный приток к дренам 354 м³/сут и полностью перехватит загрязненные подземные воды.

ЛОКАЛЬНЫЕ ГЕОФИЛЬТРАЦИОННАЯ И ГЕОМИГРАЦИОННАЯ МОДЕЛИ

Прогноз загрязнения подземных вод хлорид-ионом в районе полигона, в том случае, когда расчетная область фильтрации занимает все Волго-Дубнинское-Сестринское междуречье (“большая” модель), показал, что загрязнение подземных вод локализуется в районе полигона и не распространяется на большое расстояние за счет разбавления загрязненных вод чистыми, поступающими с водораздела. Поток грунтового водоносного горизонта преимущественно латеральный и направлен в сторону р. Дубна.

Для прогноза максимального распространения загрязнения от полигона в четвертичном водоносном горизонте была разработана геофильтрационная модель в пределах локального водосборного бассейна (“локальная” модель), в которой не

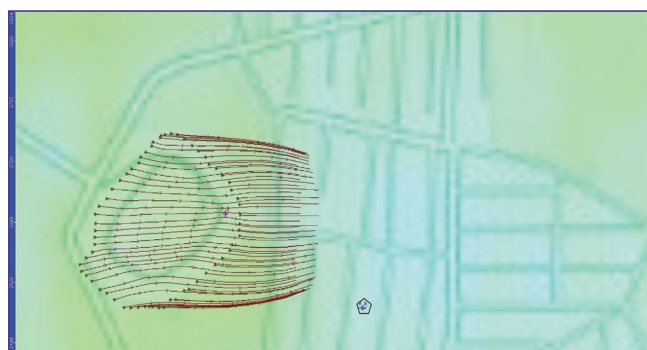


Рис. 7. Траектории движения загрязняющих веществ от границ полигона.

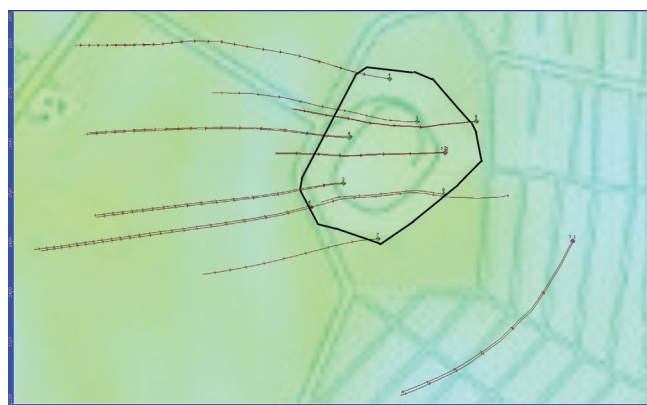


Рис. 8. Траектории поступления подземных вод к наблюдательным скважинам и колодцу.

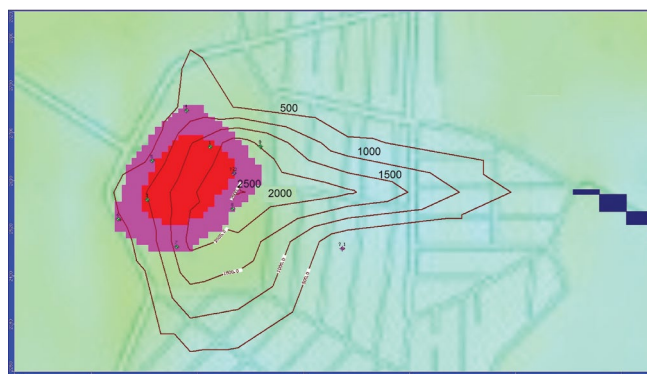


Рис. 9. Изолинии концентрации хлорид-иона в первом пласте на конец 30-летнего периода, мг/л.

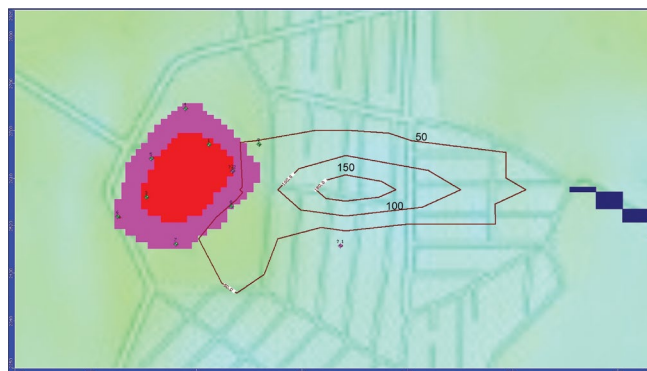


Рис. 10. Изолинии концентрации хлорид-иона в первом пласте через 10 лет после рекультивации свалочного тела, мг/л.

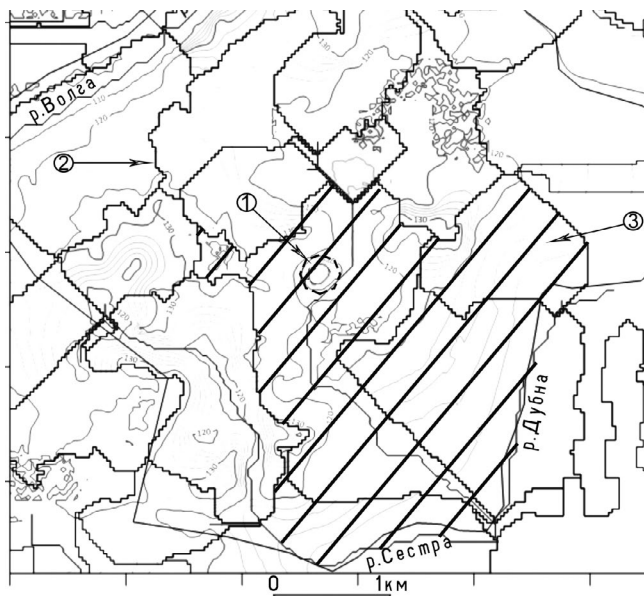


Рис. 11. Водосборные участки Волго-Дубнинско-Сестринского междуречья и область моделирования: 1 – полигон ТКО; 2 – границы локальных водосборных бассейнов; 3 – область моделирования.

учитывались разбавление и перетекание вод вниз через слабопроницаемые отложения, но заданы дополнительные внутренние границы потока – сеть дренажных канав на пойменном расширении р. Дубна, организованных в более ранний период для осушения территории. Кроме того, при прогнозе загрязнения подземных вод хлорид-ионом учитывалось долговременное его поступление с инфильтрацией после рекультивации полигона.

Основываясь на допущении, что водоразделы поверхностного и подземного потоков в грунтовом водоносном горизонте совпадают, для определения границ локальной геофильтрационной модели сначала был выделен локальный водосборный бассейн поверхностного стока, в который попадает полигон ТКО. Для этой цели использовалась цифровая модель рельефа Alos30, к которой был применен алгоритм Watershead картографической программы Surfer (рис. 11).

Для участка полигона ТКО и непосредственно примыкающих водосборных участков была создана локальная геофильтрационная модель с непроницаемыми границами по водоразделам и по подошве грунтового горизонта. Размеры расчетных блоков составили 25×25 м. Общее количество блоков $139(X) \times 135(Y)$. При калибровке модели инфильтрационное питание, коэффициент фильтрации первого пласта, параметры

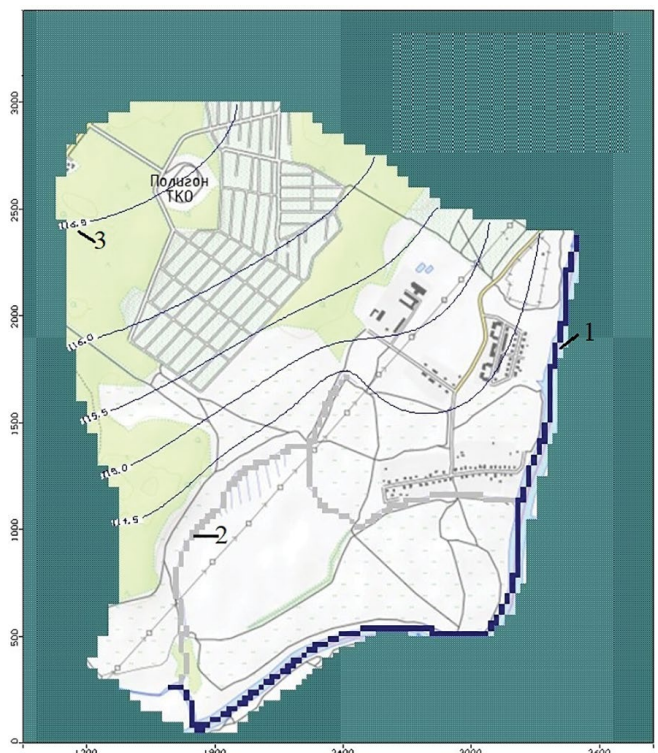


Рис. 12. Локальная модель: границы расчетной области и полученное распределение напора подземных вод: расчетные блоки с граничным условием: 1 – “River”, 2 – “Drain”, 3 – изолинии равного напора, м.

взаимодействия с водотоками принимались аналогичными параметрам, полученным в результате калибровки “большой” модели. Дополнительно задавались дренажные канавы граничным условием “Drain”. Полученное распределение напоров подземных вод показано на рис. 12.

При прогнозе загрязнения подземных вод хлорид-ионом, поступающим под свалочным телом с инфильтрацией после рекультивации свалки, миграционные параметры соответствовали параметрам “большой” модели, инфильтрационное питание составило 60 мм/год на всей области моделирования в течение всего времени прогноза. В качестве начальных условий в подземных водах задавались концентрации Cl^- : под свалочным телом 2800–3000 мг/л, в остальной области фоновые значения 34 мг/л. Концентрация хлорид-иона в инфильтрации под свалочным телом после рекультивации задавалась по результатам, полученным ранее при моделировании водного и солевого баланса свалочного тела, т.е. с учетом долговременного поступления загрязнения на уровень подземных вод (табл. 5).

Таблица 5. Концентрации хлорид-иона в инфильтрации под свалочным телом

Время после рекультивации, год	10	20	30	50	60
Концентрация, мг/л	2790	2700	2400	2000	1000



Рис. 13. Изолинии концентрации хлорид-иона (мг/л) в пласте после рекультивации свалочного тела через: а – 10 лет, б – 50 лет.

Результаты прогноза показали следующее:

- *через 10 лет* после рекультивации полигона за счет поступления с инфильтраций хлорид-иона под свалочным телом все еще будут существовать его высокие концентрации в подземных водах – от 1000 до 2500 мг/л, а за границами полигона (на границах дачного поселка) они снизятся до 500 мг/л. Колодец находится на пути миграции загрязнения, но загрязненные (с превышением ПДК хлорид-иона) воды к этому моменту еще не достигнут его (рис. 13а);
- *через 50 лет* после рекультивации полигона концентрации хлорид-иона под свалочным телом уменьшатся до 200–800 мг/л; область загрязнения с максимальными концентрациями 1000–1200 мг/л сместится вниз по потоку на расстояние 150–200 м от границ полигона и будет находиться под дачным поселком, концентрация хлорид-иона в колодезной воде вырастет до 600 мг/л при ПДК 350 мг/л (рис. 13б).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предложенная методика оценки влияния полигонов ТКО на подземные воды состоит из двух этапов. На первом этапе при помощи численных методов расчета влагопереноса и солепереноса в зоне аэрации оцениваются количество фильтра и концентрации загрязняющих веществ в фильтрате, поступающие на уровень подземных вод под свалочным телом в период существования и после его рекультивации. Полученные 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 размещения полигона ТКО.

При прогнозе загрязнения подземных вод целесообразно рассматривать и реализовывать при помощи геофильтрационных и геомиграционных

моделей разные сценарии формирования загрязнения подземных вод под свалочным телом и его переноса в подземных водах, в том числе самые неблагоприятные.

Так, уточненный на локальной модели прогноз миграции хлорид-иона в подземных водах в районе полигона в г. Дубна показал, что даже после 50-ти лет после его рекультивации концентрации хлорид-иона в подземных водах будут существенно превышать ПДК на удалении от него под дачным поселком. На результаты прогноза повлияли уточнение структуры потока и учет долговременного влияния поступления загрязняющих веществ из свалочного тела после рекультивации полигона.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ/ REFERENCES

1. *Al-Suraihi A. A.* Simulation of contaminants transport and groundwater flow for Basrah landfill site. *Engineering and Technology Journal*, 2017, vol. 35, part A., no. 6, pp. 560–570. <https://doi.org/10.30684/etj.35.6A.2>
2. *An D.* Analysis for remedial alternatives of unregulated municipal solid waste landfills leachate-contaminated groundwater. *Frontiers of Earth Science*, 2013, vol. 7, no. 3, pp. 310–319. <https://doi.org/10.1007/s11707-013-0374-y>
3. *Ciula J.* Modelling the migration of antropogenetic pollution from active municipal landfill in groundwater. *Architecture civil engineering environment*, 2021, vol. 14, no. 2, pp. 81–90. <https://doi.org/10.21307/acee-2021-017>
4. *Dawoud W., Negm A., Bady M.* Environmental impact assessment of abundant landfill on groundwater and soil quality. *International Water Technology Journal*, 2014, vol. 4, no. 2, pp. 142–151. https://www.researchgate.net/publication/282325631_Environmental_impact_assessment_of_abundant_lead_landfill_on_groundwater_and_soil_quality
5. *Foose G. J.* Predicting leakage through composite landfill liners. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, 2001, vol. 127, no. 6, pp. 510–520. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2001\)127:6\(510\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2001)127:6(510))

6. Han D. Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, vol. 136, pp. 24–39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.09.008>
7. Huo C., Guo L., Wu W., Yang R. Groundwater risk assessment of a rock cave type landfill with nontraditional solid waste. *Hindawi Advances in Civil Engineering*, 2022, 10 p. <https://doi.org/10.1155/2022/3675169>
8. Jin X. Effect of chemical corrosion on the permeability of rocks below landfills and on the migration of pollutants. *Applied ecology and environmental research*, 2019, vol. 17, no. 6, pp. 13015–13033. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1706_1301513033
9. Ling S.R.A. Assessing the effectiveness of landfill restoration and remediation at a closed landfill site, 2007, PhD Thesis, Cardiff University. 399 p. <https://orca.cardiff.ac.uk/id/eprint/54748/>
10. Mishra S., Tiwarya D., Ohrib A. Impact of municipal solid waste landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. *Groundwater for Sustainable Development*, 2019, vol. 9, 100230, 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100230>
11. Pietrzak D. Modeling migration of organic pollutants in groundwater – Review of available software. *Environmental Modelling and Software*, 2021, vol. 144, 105145. 14 p. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105145>
12. Rad P.R., Fazlali A. Optimization of permeable reactive barrier dimensions and location in groundwater remediation contaminated by landfill pollution. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, vol. 35, 101196. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101196>
13. Saghravani S R., Ehsan S. Prediction of contamination migration in an unconfined aquifer with Visual MODFLOW: A case study. *World Applied Sciences Journal*, 2011, vol. 14, no. 7, pp. 1102–1106. <http://www.idosi.org/.../22.pdf>
14. Shao S., Yang X. Combining multi-source data to evaluate the leakage pollution and remediation effects of landfill. *Journal of Hydrology*, 2022, vol. 610, 17 p., id. 127889. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127889>
15. Stefania G.A., Rotiroti M. Identification of groundwater pollution sources in a landfill site using artificial sweeteners, multivariate analysis and transport modeling. *Waste management*, 2019, vol. 95, pp. 116–128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.010>
16. Sun X., Jiang Y. Modelling Groundwater Flow and Contaminant Migration in Heterogeneous Fractured Media at a Municipal Solid Waste Landfill in Nanjing Lishui, China. *Hindawi Geofluids*, 2022, vol. 2022, id 8391260, 15 p. <https://doi.org/10.1155/2022/8391260>
17. Tizro A.T. MODFLOW/MT3DMS based modeling leachate pollution transfer in solid waste disposal of Bahar plain deep aquifer. *Iranian Journal of Health Sciences*, 2018, vol. 6, no. 2, pp. 11–30. <http://dx.doi.org/10.18502/jhs.v6i2.46>
18. Tsanis I. K. Modeling leachate contamination and remediation of groundwater at a landfill site. *Water Resources Management*, 2006, vol. 20: pp. 109–132. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-4634-4>
<https://www.waterloohydrogeologic.com>

FORECAST OF GROUNDWATER POLLUTION IN THE DUBNA LANDFILL AREA BY GROUNDWATER FLOW AND TRANSPORT MODELLING

I. A. Pozdniakova^{a,#}, I. A. Kostikova^{a,##}

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

[#]*E-mail: irina_pozd58@mail.ru,*

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

Within the framework of the task of assessing the landfill impact on groundwater pollution using numerical modelling of groundwater flow and transport, the forecast of groundwater pollution by chloride ion was performed in the area adjacent to the landfill in Dubna after its reclamation. Different variants of modelling hydrogeological setting and contaminant transport simulations and their influence on the forecast results were considered. Visual Modflow software package was used for modelling, which included the module for groundwater flow simulation MODFLOW 2000 and MT3DMS for pollutant transport calculation. To realize the boundary conditions on the upper model's boundary under the landfill body, the results were used obtained earlier in the analysis of water and mass balance in the landfill. The leakage rate and chloride ion concentration in the leachate entering the groundwater during the landfill operation and after its reclamation were set.

Keyword: groundwater, landfill body, leachate, flow, transport, model, infiltration, concentration, forecast, numerical calculation, chloride ion