

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

УДК 502.05,502.5,504.05,556

ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ РИСКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД НА УЧАСТКАХ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ ОКОН

© 2018 г. И. В. Галицкая^{1,*}, И. А. Позднякова¹, Г. И. Батрак¹, Л. С. Томс¹

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

*E-mail: galgeoenv@mail.ru

Поступила в редакцию 26.02.2018 г.

Представлены два подхода к вероятностному прогнозу риска загрязнения подземных вод с использованием условного стохастического моделирования гидрогеологических окон. Первый подход рассмотрен на примере загрязнения подземных вод нефтепродуктами при воздействии автотранспортного комплекса, второй – на примере загрязнения подземных вод нитратами на территории бывших полей фильтрации. На основании анализа ситуации обосновано отнесение событий, определяющих возникновение риска на исследуемых территориях, к квазидетерминированным и вероятностным. Сравнение результатов моделирования с использованием моделей с гидрогеологическими окнами в разделяющем слое и при их отсутствии, позволило установить существенное влияние гидрогеологических окон на загрязнение эксплуатируемого водоносного горизонта и необходимость учета данного фактора при прогнозных расчетах.

Ключевые слова: подземные воды, загрязнение, гидрогеологические окна, прогноз, риск, стохастическое моделирование

DOI: 10.1134/S0869780318060030

ВВЕДЕНИЕ

В современный период антропогенное загрязнение подземных вод – одна из наиболее актуальных проблем, исследование различных аспектов которой активно проводится российскими и зарубежными учеными. Особое внимание уделяется анализу опасности загрязнения подземных вод на участках гидрогеологических окон, где возможно быстрое проникновение загрязнения из приповерхностных водоносных горизонтов в более глубокие за счет нарушения сплошности и увеличения проницаемости слабопроницаемых отложений в толще, перекрывающей глубокие водоносные горизонты.

Существенный вклад в разработку данной проблемы внесли российские ученые. В 1980-е годы исследования, проведенные в Зауралье, позволили установить региональные особенности развития “гидрогеологических окон”, разработать их типизацию, проанализировать особенности перетекания через гидрогеологические окна с учетом комплекса факторов [4], а также выявить особенности формирования химического состава подземных вод нижнеэоценового водоносного горизонта Тобольского артезианского бассейна на участках повышенной проницаемости [2]. Исследования, связанные с картированием гидрогеологических окон, выяснением их роли в изменении качества подземных вод эксплуатируемых

водоносных горизонтов, с 2008 г. проводятся в Институте геоэкологии РАН им. Е.М. Сергеева [5]. Изучению роли гидрогеологических окон в загрязнении подземных вод на конкретных объектах посвящены и многочисленные зарубежные публикации.

В то же время такой аспект как вероятностная оценка риска загрязнения подземных вод на участках гидрогеологических окон начал разрабатываться только в последние годы, что связано со слабой изученностью особенностей переноса загрязняющих веществ на этих участках, а также с недостаточной разработанностью вероятностных подходов.

Подходы к анализу и оценке риска загрязнения подземных вод можно разделить на *вероятностный* и *детерминистический*. При первом подходе учитывается вероятностный (стохастический) характер опасностей, формирование и реализация которых представляет случайную величину. Второй подход основан на использовании детерминированных моделей, описывающих процессы в которых отсутствуют случайные воздействия, динамика которых полностью определяется начальными условиями, а динамические переменные являются функциями времени.

В настоящее время наибольшее распространение получил *вероятностно-детерминистический* подход, при котором учитываются как случай-

ные, так и закономерные факторы. Детерминистический подход к оценке риска загрязнения различных компонентов природной среды развивался в многочисленных работах зарубежных и отечественных исследователей. Характерный пример использования детерминистического подхода за рубежом — оценка риска на основе совмещения двух факторов: уязвимости водной системы и нагрузки загрязняющего вещества или опасного воздействия, создаваемого в результате деятельности человека.

Для характеристики риска используются следующие методологии:

а) сочетание индекса уязвимости **DRASTIC** и нагрузки загрязняющего вещества;

б) система оценки уязвимости подземных вод (**Groundwater Vulnerability Scoring System – GVSS**) — методология ранжирования, разработанная для оценки угрозы, создаваемой поступлением загрязняющего вещества;

в) методология **USGS**, заключающаяся в определении индексов и ранжировании зоны аэрации по сочетанию факторов, влияющих на поступление инфильтрующихся вод (загрязненных или незагрязненных) на уровень грунтовых вод.

Для классификации гидрогеологических условий относительно риска загрязнения подземных вод были разработаны различные рейтинговые системы, например, **LeGrand Model**, **DRASTIC**, **Hazard Ranking System**. Использование данных систем оказалось недостаточно эффективным для обоснования выбора между альтернативными вариантами размещения техногенных источников или мероприятий по защите или реабилитации различных реципиентов. В основном они дают возможность оценивать важные факторы при выборе площадки размещения потенциальных источников загрязнения и проведении защитных мероприятий, но не позволяют количественно оценить риски, связанные с загрязнением подземных вод. Анализ публикаций по проблемам, связанным с оценкой риска, показывает, что по сравнению с отечественными исследованиями за рубежом значительно больше внимания уделяется разработке вероятностных методов оценки риска, а также анализу и оценке неопределенностей. Наиболее успешно развиваются вероятностные методы оценки риска в США, в последние годы вероятностные подходы все чаще используются в Европе и Азии [11]. С начала 1990-х годов стало очевидно, что методология оценки риска, обусловленного загрязнением компонентов природной среды, нуждается в дальнейшем развитии и совершенствовании [12]. Вероятностная оценка риска предоставляет возможность решения проблем, нерешаемых в рамках детерминистического подхода, так как изменчивость и неопределенность входных параметров

описываются вероятностным распределением, и выходные параметры также представляют распределение вероятностей [17].

Одно из основных исследований по оценке риска загрязнения подземных вод — работа, в которой представлен подход к оценке гидрогеологического риска на ранних стадиях исследований, при этом в ней рассматриваются и вероятность загрязнения, и его экономические последствия [14]. Активно разрабатываются стохастические подходы при построении карт защищенности подземных вод от загрязнения [16], при исследовании риска, связанного с загрязнением подземных вод при различных видах техногенного воздействия [6, 7, 10], при исследовании влияния фильтрационной неоднородности отложений на миграцию радиоактивных загрязняющих веществ [1, 15].

В настоящей статье представлены два подхода к оценке риска загрязнения подземных вод на участках гидрогеологических окон, которые в различных модификациях разрабатывались в рамках грантов **РФФИ**.

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

В настоящее время благодаря работам В.Л. Роуи, Р.Х. Марка и Д.Е. Стюарда-Александера, В. Петака и А. Аткинсона, А. Уддаса, Ф.Ж. Айалы и др. сложилось понимание риска как вероятностной меры потерь, которая может быть установлена путем умножения вероятности негативного события на величину возможного ущерба от него.

Математическое выражение риска можно представить в виде:

$$R = PL,$$

где R — величина риска, P — вероятность нежелательного события (например, неблагоприятных эффектов для здоровья человека при употреблении загрязненной воды), L — ущерб.

В данной статье используется термин “риск загрязнения подземных вод”. Однако при оценке риска необходимо учитывать не только вероятность воздействия загрязненных вод на здоровье человека или агрессивных подземных вод на подземные части зданий и сооружений, но и вероятность формирования загрязненных и агрессивных подземных вод (гидрогеохимической опасности). Таким образом, риск в данном случае включает следующие количественные показатели: 1) вероятности формирования опасной гидрогеохимической ситуации (загрязнения) и ее реализации, 2) величину ущерба при реализации гидрогеохимической опасности [3].

С учетом факторов риска при реализации опасного воздействия риск загрязнения подзем-

ных вод R для реципиента выражается зависимостью:

$$R = \sum P(H)P(S^*|H)P(L|H \& S^*)L, \quad (1)$$

где $P(H)$ – вероятность формирования опасного гидрогеохимического состояния, $P(S^*|H)$ – условная вероятность контакта S^* реципиента с подземными водами, $P(L|H \& S^*)$ – условная вероятность проявления реципиентом уязвимости в случае контакта подземными водами в их опасном состоянии H , L – ущерб.

Вероятность возникновения в результате техногенного воздействия загрязнения как опасной гидрогеохимической ситуации – события (H), определяется по зависимости:

$$P(H) = P(F)P(S|F)P(F_r|F \& S) \times P(H|F_r \& F \& S), \quad (2)$$

где $P(F)$ – вероятность того, что в течение заданного периода времени на подземные воды будет оказано техногенное воздействие F ; $P(S|F)$ – условная вероятность того, что в случае F подземные воды (в области формирования их загрязнения) окажутся в зоне воздействия источника; $P(F_r|F \& S)$ – условная вероятность опасного (больше критериального) результирующего воздействия F_r в случае исходного воздействия F и соответствующего расположения участка подземных вод; $P(H|F_r \& F \& S)$ – условная вероятность поражения подземных вод (события H), которая является показателем их неустойчивости при результирующем воздействии F_r . Если типов возможных воздействий на объект несколько, то для каждого F_i рассчитывается вероятность $P(H_i)$ поражения подземных вод, а результирующая вероятность опасной гидрогеохимической ситуации рассчитывается по формуле полной вероятности с учетом возможных зависимостей этих воздействий.

Прогноз риска выполняется с точностью и достоверностью, которые зависят от стадии проектирования, уровня ответственности объекта опасности, интенсивности потенциальных техногенных воздействий, восприимчивости природной среды и объекта опасности, уровня неопределенности и величины предполагаемого риска. В соответствии с этим выбирается метод прогноза гидрогеохимического риска. Для оценки вероятности используются разные методы: от субъективных оценок вероятности, метода аналогии и экспертных оценок риска до сложных статистических процедур и стохастического моделирования.

На начальных стадиях исследования может использоваться экспертный подход, что обусловлено, как правило, недостатком информации. Можно использовать параметрический подход с упрощенными статистическими распределениями,

такими как триангулярное. На более поздних стадиях процедура оценки риска усложняется. При этом, чем более восприимчивы к воздействиям подземные воды и реципиент-объект опасности, тем выше должна быть точность оценки риска. При вычислении вероятности наиболее часто используется моделирование по методу Монте-Карло. В гидрогеохимических исследованиях условное моделирование методом Монте-Карло применяется в качестве основного метода нахождения условных функций распределения полей напоров и концентраций по заданной реализации поля параметров.

При вычислении вероятности наиболее часто используется вероятностно-детерминированное моделирование, когда вероятностные блоки включаются в модель, которая детерминированно описывает процессы фильтрации и миграции. В ходе анализа основных событий, обуславливающих возникновение риска загрязнения подземных вод, необходимо определить, какие составляющие риска могут рассматриваться как вероятностные, а какие – как детерминированные (квазидетерминированные).

Примеры использования стохастического моделирования при прогнозе риска загрязнения подземных вод на участках гидрогеологических окон рассмотрены ниже.

ОЦЕНКА РИСКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД НЕФТЕПРОДУКТАМИ ПРИ ВОЗДЕЙСТВИИ АВТОТРАНСПОРТНОГО КОМПЛЕКСА

Исследуемый район расположен в пределах третьей (ходьинской) надпойменной террасы р. Москвы (рис. 1). В геологическом строении исследуемой территории принимают участие два различных типа пород: докембрийские кристаллические породы фундамента и палеозойские, мезозойские и кайнозойские породы осадочного чехла.

Изученная часть геологического разреза представлена отложениями кривякинского горизонта: красноцветными глинами и мергелями воскрепенской подсвиты (C_3vs), известняками ратмировской подсвиты (C_3rt), глинами с прослоями мергеля неверовской подсвиты (C_3pv), известняками перхуровской подсвиты (C_3pr), на которых с несогласием залегают келловей-оксфордские глины (J_{2-3k-o}), подстилающие флювиогляциальные и аллювиальные пески и супеси, а также насыпные грунты.

На территории развиты древние эрозионные врезы, в пределах которых в разрезе либо отсутствуют отложения юрского возраста, либо юрские глины размыты (рис. 2). Участки значительного сокращения мощности глин или их отсут-



Рис. 1. Схема исследуемой территории.

ствия получили название “гидрогеологических окон”.

Основные водоносные горизонты – надюрский водоносный горизонт в аллювиальных и флювиогляциальных песках и супесях и касимовский водоносный горизонт в верхнекаменноугольных известняках. Разделяющий слой представлен келловей-оксфордскими глинами.

На участке размещения автотранспортного комплекса в подземные воды могут поступать различные загрязняющие вещества, в том числе такие токсичные составляющие нефтепродуктов, как бензол, толуол, этилбензол, ксилол. Выполнено моделирование переноса бензола – одного из наиболее растворимых компонентов нефтепродуктов с низкой сорбционной способностью.

Основная задача исследований – оценка вероятности загрязнения бензолом водозаборной скважины и риска экономических потерь.

Общая концептуальная модель включала концепции: формирования гидрогеохимической опасности (модель I); реализации гидрогеохимической опасности (модель II); вида ущерба.

Концепция формирования гидрогеохимической опасности (загрязнения касимовского водоносного горизонта) заключалась в том, что нефтепродукты с инфильтрующимися водами поступают в надюрский водоносный горизонт, а из него при перетекании через слабопроницаемые юрские глины или через гидрогеологические окна в касимовский водоносный горизонт. Реализация гидрогеохимической опасности в этом случае может произойти при использовании загрязненных подземных вод, в результате чего будет нанесен вред здоровью населения. Предполагалось, что основные затраты в случае загрязнения пи-



Мощность юрских глин:

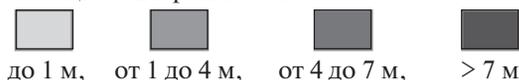


Рис. 2. Схема распространения юрских отложений на исследуемой территории.

тьевых подземных вод будут определяться стоимостью очистных сооружений.

Анализ ситуации позволил обосновать отнесение событий, определяющих формирование гидрогеохимической опасности и возникновение риска на исследуемой территории, к детерминированным (квазидетерминированным) и вероятностным. В качестве квазидетерминированных событий были приняты:

- воздействие источника загрязнения;
- расположение водозаборной скважины в зоне влияния источника, так как водозабор расположен по пути миграции загрязняющих веществ;
- проявление неустойчивости водоносного горизонта, поскольку физико-химическим взаимодействием бензола с водовмещающими породами (известняками) можно пренебречь.

Процесс дисперсии рассматривался как детерминированный.

Вероятностный процесс – формирование результирующего воздействия, так как концентрация загрязняющего вещества, поступающего в касимовский водоносный горизонт, зависит от расположения границы юрских глин, которое точно неизвестно.

Построение геофильтрационной модели потребовало исследования геолого-гидрогеологических условий на значительно большей территории. Гидрогеологическая модель включала следу-

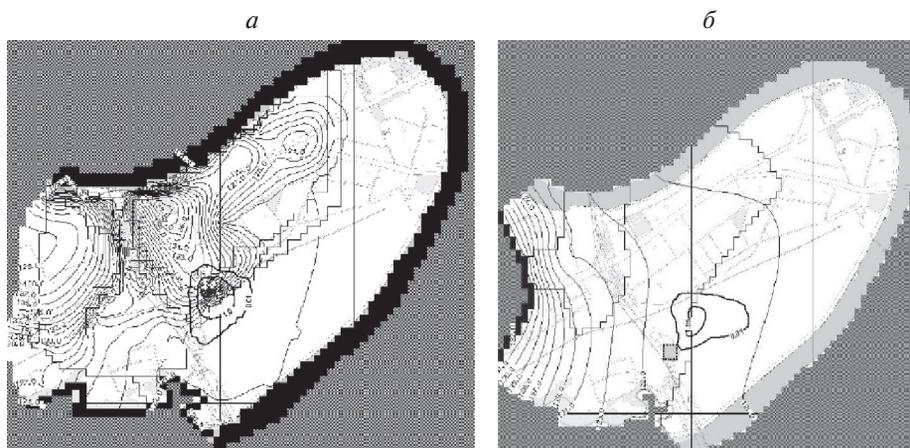


Рис. 3. Распределение бензола в надыюрском (а) и касимовском (б) водоносных горизонтах (вариант 10).

ющие расчетные слои: надыюрский водоносный пласт, верхнекаменноугольный водоносный пласт и разделяющий пласт в келловей-оксфордских глинах.

При построении модели использованы данные по более, чем 400 скважинам и результаты мониторинга подземных вод на территории проектируемого комплекса. Моделируемая площадь — 42 км², мощность моделируемой толщи — ~100 м. Границы модели проходили по Москве-реке на западе, севере и востоке; по р. Сетунь на юго-востоке, на юге — по местному гидравлическому водоразделу. Размеры расчетных блоков 50 × 50 м.

Численное моделирование выполнено с использованием пакета программ Processing Modflow Pro, v. 7.0.26, моделирование переноса бензола — с использованием программы MODFLOW/MT3DMS. Для оценки вероятности того, что через расчетное время загрязнение достигнет водозаборной скважины, был применен подход с использованием условного стохастического моделирования границы гидрогеологического окна в келловей-оксфордских глинах, перекрывающих водоносный горизонт.

Оценка вероятности поступления бензола в водозаборную скважину включала следующие шаги:

- оценка различных вариантов границы юрских глин с использованием генератора случайных чисел;
- численное моделирование переноса бензола с использованием MODFLOW/MT3DMS для каждого варианта границы юрских глин (рис. 3);
- расчет вероятности прихода к водозабору бензола с концентрацией выше ПДК.

Результаты анализа показали, что вероятность загрязнения водозабора — 0.3 или 30%. Величина ущерба принималась равной стоимости очистных

сооружений, которая по предварительным расчетам составляла около 1.2 млн руб. Значение риска в денежном выражении (риск экономических потерь) — 360 тыс. руб.

ОЦЕНКА РИСКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В РАЙОНЕ БЫВШИХ ПОЛЕЙ ФИЛЬТРАЦИИ

Характеристика района исследования

В качестве объекта выбран участок “Марьино” (г. Москва) — в течение последнего десятилетия один из основных исследовательских полигонов, где проводится изучение различных аспектов проблемы загрязнения подземных вод на территориях бывших Люблинских полей фильтрации (ЛПФ).

Люблинские поля орошения (начали действовать с 1898 г.) — первые сооружения для очистки сточных вод, которые также использовались для выращивания сельскохозяйственных культур. Изначально очистка жидких хозяйственно-бытовых стоков производилась по типу “ботанической площадки”, путем регулярного напуска их на влажную, пронизанную корнями растений почву. Сточные воды фильтровались через сложенную песком зону аэрации до грунтовых вод. В 1914 г. поля орошения преобразовали в поля фильтрации, предназначенные только для очистки стоков. В 1938 г. после пуска Люблинской станции аэрации возникли иловые площадки, где обезжизнялся осадок от очистки сточных вод. Территория ЛПФ подразделялась на Нижние и Верхние поля, расположенные соответственно в пределах поймы и надпойменных террас р. Москвы. После ввода Курьяновской станции аэрации с 1970-х годов перестали эксплуатироваться Верхние поля, а с конца 1980-х и Нижние поля.

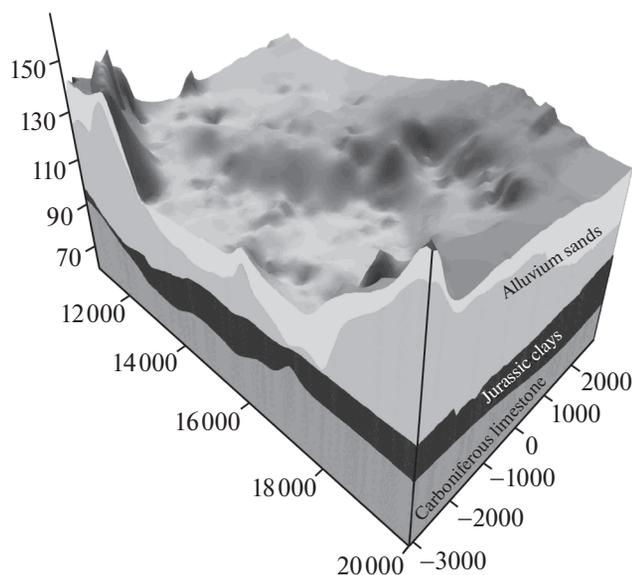


Рис. 4. Схематическая 3D модель геологического строения исследуемой территории.

С 1970-х годов в пределах Верхних полей часть осушенных карт стали заполнять мусором: строительным, бытовым и промышленным. С 1985 г. началась частичная, а с 1994 г. полная рекультивация ЛПФ, которая заключалась в выемке илового осадка, замещении его суглинком и песком и строительстве сооружений депонирования илового осадка. Илы при этом частично вывозились, но значительная их доля оставалась на дне карт. На момент начала работ по очистке на территории ЛПФ иловые площадки занимали площадь 420 га и содержали 15 млн м³ осадка. Сточные воды полей фильтрации содержали значительное количество органического вещества, тяжелых металлов, нефтепродуктов и различных форм азота, что привело к загрязнению подземных вод и пород.

Геологическое строение и гидрогеологические условия территории

Глубина изучения геологического разреза в соответствии с решаемыми задачами ограничивалась среднекаменноугольными отложениями. Исследуемая часть геологического разреза представлена среднекаменноугольными известняками (C₂pd-mч), на которых с несогласием залегают юрские отложения — бат-келловейские пески и супеси (J₂bt-k) и келловей-оксфордские глины (J₂₋₃k-o), которые, в свою очередь, подстилают четвертичные аллювиальные пески.

Геологическая история территории исследованной определила ряд важных особенностей, которые необходимо учитывать при создании модели геологической среды — основы для построения

геофильтрационной и миграционной моделей. Мезозойские отложения представлены не в полном объеме, развиты только юрские отложения. На полноту их сохранности существенное влияние оказали последующая эрозия и покровные оледенения, неоднократно распространявшиеся на рассматриваемую территорию в плейстоценовую эпоху. На территории развиты древние эрозионные врезы, в пределах которых в разрезе либо отсутствуют отложения юрского возраста, либо юрские глины размыты (рис. 4).

Основные водоносные горизонты на исследуемой территории — надъюрский водоносный горизонт в четвертичных песках и залегающие ниже гидравлически связанные водоносный горизонт в бат-келловейских песках и супесях и подольско-мячковский водоносный горизонт в среднекаменноугольных известняках. Разделяющий слой представлен келловей-оксфордскими глинами.

Надъюрский водоносный горизонт распространен повсеместно. Водовмещающие отложения — аллювиальные пески и супеси с прослоями и линзами суглинков. Общая мощность горизонта изменяется от 5 до 20 м, проводимость — от 10 до 100 м²/сут. Глубина залегания уровня подземных вод составляла 2–6 м под полями фильтрации и в непосредственной близости от Москвы-реки до 10 м на террасе. Питание «надъюрского» водоносного горизонта осуществляется за счет естественной инфильтрации атмосферных вод, а также дополнительно за счет фильтрации из карт полей фильтрации.

Разгрузка потока происходит в р. Москву и путем перетекания через разделяющий слой, сложенный юрскими породами, преимущественно глинами, в залегающий ниже подольско-мячковский водоносный горизонт.

Водоносный горизонт в бат-келловейских отложениях на исследуемой территории развит повсеместно, кроме участков древних эрозионных врезов. Мощность горизонта составляет 10–20 м. Горизонт напорный, с напорами 5–15 м. На всей территории Марьинской поймы уровень подземных вод горизонта устанавливается на абсолютных отметках 105–115 м.

Подольско-мячковский водоносный горизонт распространен на всей исследуемой территории и приурочен к трещиноватым известнякам и доломитам суммарной мощностью 40–50 м. Проводимость известняков достигает 1000–4000 м²/сут. Водоносный горизонт является стратегическим источником водоснабжения. В естественных условиях подземные воды подольско-мячковского водоносного горизонта разгружались в надъюрский водоносный горизонт и в р. Москву. В настоящее время после длительного периода эксплуатации горизонта (его эксплуатация началась в 1890–1900 гг.) поток в основном разгружается в

эксплуатационные скважины и частично в региональные дрены, расположенные вне Московского региона. Основным источником питания горизонта – перетекание из надъюрского водоносного горизонта, так как в результате отбора подземных вод уровни эксплуатируемого водоносного горизонта были значительно снижены с 25 до 75 м, что обусловило поступление загрязненных подземных вод из верхнего водоносного горизонта через разделяющий слой в нижний горизонт.

На участках гидрогеологических окон надъюрский и подольско-мячковский водоносный горизонты тесно связаны, что наряду с общим падением напоров подземных вод по вертикали, создает условия для быстрого поступления загрязнения в подольско-мячковский горизонт. Таким образом, существует предпосылка быстрого перетекания загрязненных вод надъюрского водоносного горизонта в подольско-мячковский. Несмотря на большое количество пробуренных на территории скважин, точное положение, размеры и конфигурации гидрогеологических окон точно не известны.

Загрязнение подольско-мячковского водоносного горизонта систематически не изучалось, так как полагали, что он достаточно надежно защищен от загрязнения юрскими глинами. Тем не менее, результаты единичных опробований показали, что подземные воды обоих горизонтов загрязнены соединениями азота. Породы зоны аэрации содержат органическое вещество (до 86 г/кг), тяжелые металлы, различные формы азота (содержание общего азота – до 68 г/кг, нитратного азота – до 11 г/кг, аммонийного азота – до 12 г/кг).

*Моделирование миграции и прогноз риска
загрязнения подземных вод через
гидрогеологические окна*

Цель исследований – прогноз риска загрязнения подземных вод подольско-мячковского водоносного горизонта.

Основные задачи:

- оценка вероятности формирования в эксплуатируемом водоносном горизонте концентраций загрязняющего вещества, превышающих предельно допустимую концентрацию;
- оценка вероятности прихода загрязнения к водозаборной скважине, расположенной на противоположном берегу р. Москвы;
- исследование влияния гидрогеологических окон на загрязнение эксплуатируемого водоносного горизонта.

Общая концептуальная модель включала концепции: формирования гидрогеохимической

опасности (модель I); реализации гидрогеохимической опасности (модель II); вида ущерба.

Концепция формирования гидрогеохимической опасности (загрязнения подольско-мячковского водоносного горизонта) заключалась в том, что в результате фильтрации стоков из карт загрязнения поступало в надъюрский водоносный горизонт, а из него в результате перетекания через слабопроницаемые юрские глины в бат-келловейский и гидравлически связанный с ним подольско-мячковский горизонт. Реализация опасности в данном случае может произойти при использовании загрязненных подземных вод, результатом чего соответственно может стать нанесение вреда здоровью населения. Предполагалось, что основные затраты при загрязнении питьевых подземных вод в данном случае будут определяться стоимостью очистных сооружений.

На основании анализа ситуации предположили, что в качестве детерминированных (квазидетерминированных) событий можно принять: воздействие источника загрязнения; расположение объекта в зоне влияния источника, так как водозабор (объект) расположен по пути миграции загрязняющих веществ; проявление неустойчивости водоносного горизонта, поскольку физико-химическим взаимодействием рассматриваемого загрязняющего вещества (нитратов) с водовмещающими породами (известняками) можно пренебречь, а процесс дисперсии (в нашем случае основной процесс) рассматривается как детерминированный. Таким образом, вероятностным процессом является формирование результирующего воздействия, так как концентрация загрязняющего вещества, поступающего в эксплуатируемый водоносный горизонт, зависит от количества, расположения и размера гидрогеологических окон, которые точно не известны.

Для решения поставленных задач разработаны две модели: модель без гидрогеологических окон в разделяющем слое, чтобы смоделировать ситуацию, когда информация об окнах отсутствует, и модель с использованием условного стохастического моделирования гидрогеологических окон в разделяющем слое.

Для оценки риска загрязнения подольско-мячковского горизонта были разработаны 3D геологическая и гидрогеологическая модели ЛПФ. Геологическая модель, разработанная при помощи 3D геологического картографирования и структурного моделирования GSI3D v 1.5 [13], позволила уточнить геологическое строение и построить поверхности кровли геологических слоев, которые были использованы в гидрогеологической модели.

Гидрогеологическая модель в обоих случаях включала следующие расчетные слои: надъюрский водоносный пласт, подольско-мячковский

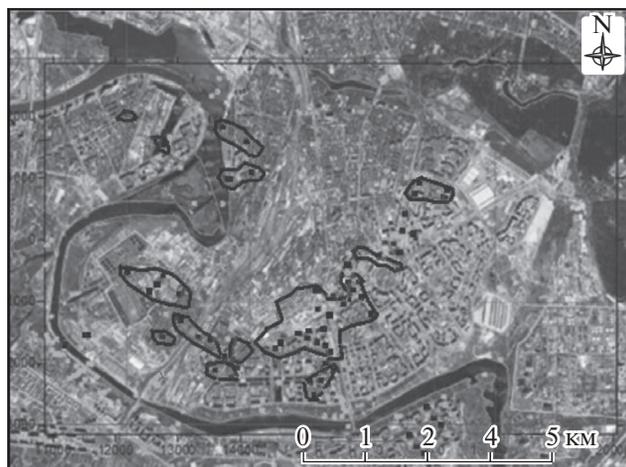


Рис. 5. Гидрогеологические окна на территории бывших полей фильтрации. Условные обозначения: черная точка – скважина, в которой обнаружено окно (в разрезе либо отсутствуют отложения юрского возраста, либо юрские глины размыты); черная ломаная линия – предполагаемая граница гидрогеологического окна, полученная методом интерполяции.

и бат-келловейский водоносный пласт и разделяющий пласт в келловей-оксфордских глинах. Рассматривался стационарный поток подземных вод, имеющий сложную пространственную

$$I(x) = \begin{cases} 1, & \text{если расчетный блок попадает в гидрогеологическое окно} \\ 0, & \text{если расчетный блок не попадает в гидрогеологическое окно} \end{cases}.$$

Статистические свойства индикаторной функции $I(x)$: математическое ожидание $E\{I(x)\}$ или вероятность появления гидрогеологического окна и пространственная корреляция индикаторной функции в виде индикаторной вариограммы, были рассчитаны с использованием данных по 254 скважинам. Математическое ожидание $E\{I(x)\}$ или вероятность появления гидрогеологического окна составляла 0.3. Экспериментальная вариограмма изотропна в плане, т.е. окна не ориентированы в каком-либо из направлений. Несмотря на некоторые эффекты, вариограмма соответствует экспоненциальной функции с пространственным масштабом около 500 м.

Методика, используемая для моделирования вероятности загрязнения эксплуатируемого водоносного комплекса, включала следующие шаги:

- условное стохастическое моделирование 50 вариантов расположения гидрогеологических окон при помощи SISIM программы GSLIB [9];
- переход от каждого результата стохастического моделирования к карте коэффициентов

структуру, с плановой фильтрацией подземных вод в водоносных пластах и вертикальной фильтрацией в разделяющих пластах. Моделируемая площадь составляла 42 км², мощность моделируемой толщи около 100 м. Границы модели проходили по Москве-реке на юге, прудам на севере и местному гидравлическому водоразделу на востоке. Размеры расчетных блоков 100×100 м. Численное моделирование выполнено с использованием пакета программ Processing Modflow Pro, v. 7.0.26.

Для обеих моделей выполнено моделирование переноса нитратов с использованием программы MODFLOW/MT3DMS. В моделях был задан источник загрязнения – поля фильтрации с дополнительным инфильтрационным питанием под ними и при относительной концентрации загрязняющего вещества равной 1.

Для модели с гидрогеологическими окнами выполнено условное стохастическое моделирование загрязняющего вещества с оценкой вероятности загрязнения через гидрогеологические окна.

Для условного стохастического моделирования гидрогеологических окон была использована индикаторная функция $I(x)$:

фильтрации разделяющего слоя, используя условие:

$$I(x) = \begin{cases} 1, & \text{тогда } k(x) = K_{\text{глина}}, \\ 0, & \text{тогда } k(x) = K_{\text{песок}}, \end{cases}$$

– получение решения фильтрационной и миграционной задач при помощи программ MODFLOW/MT3DMS для каждого поля коэффициента фильтрации разделяющего слоя [8];

– вероятностный анализ полученных в результате моделирования полей концентраций.

Распределение напоров и концентраций загрязняющего вещества в подземных водах надъюрского и подольско-мячковского водоносных горизонтов в двух моделях представлены на рис. 6–9.

Как показали результаты моделирования, максимальные модельные концентрации нитратов в эксплуатируемом водоносном горизонте в конце 100-летнего периода в обеих моделях превышают ПДК. Сравнение поля концентраций нитратов надъюрского водоносного горизонта, полученное с использованием детерминистической модели без гидрогеологических окон, и поля

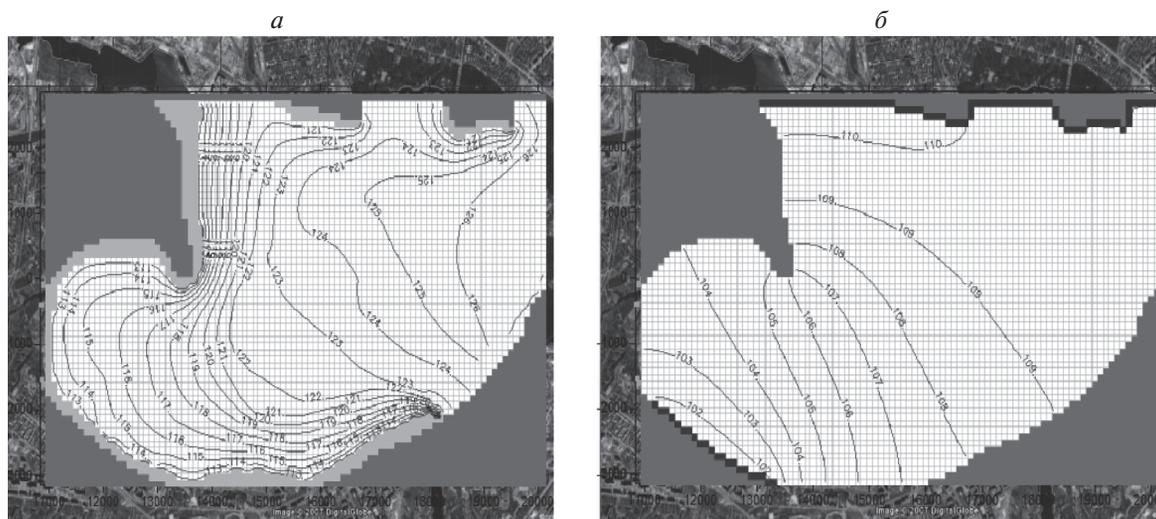


Рис. 6. Распределение напоров подземных вод выше (а) и ниже (б) разделяющего слоя (гидрогеологические окна отсутствуют).

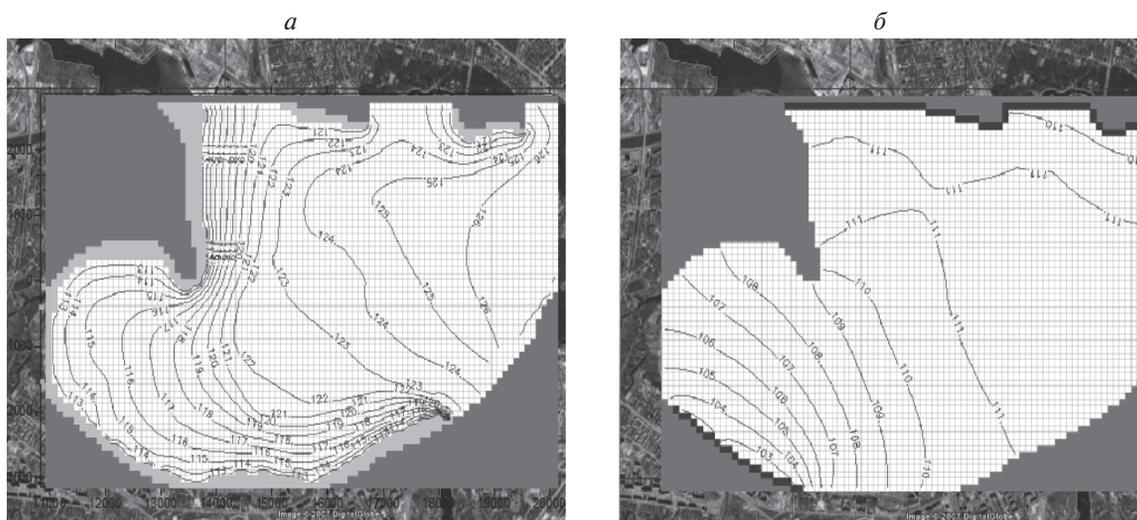


Рис. 7. Распределение напоров подземных вод выше (а) и ниже (б) разделяющего слоя (вариант распределения гидрогеологических окон № 50).

осредненных концентраций, полученного при использовании стохастической модели с гидрогеологическими окнами, показало, что поля концентрации практически аналогичны.

В отличие от этого, концентрации нитратов в подольско-мячковском водоносном горизонте значительно выше и область загрязнения больше в модели с гидрогеологическими окнами, что свидетельствует о существенном их влиянии на загрязнение эксплуатируемого водоносного горизонта, в том числе на миграцию загрязнения к водозабору.

Вероятностный анализ модельных концентраций, полученных при стохастическом моделировании, включал: распределение загрязненной площади и общей массы загрязняющего вещества в эксплуатируемом водоносном горизонте, ширину загрязненной зоны на границе или вероятность того, что через расчетное время загрязнение достигнет водозаборной скважины.

Результаты вероятностного анализа показали следующее:

— во всех вариантах в подольско-мячковском водоносном горизонте формируется область за-

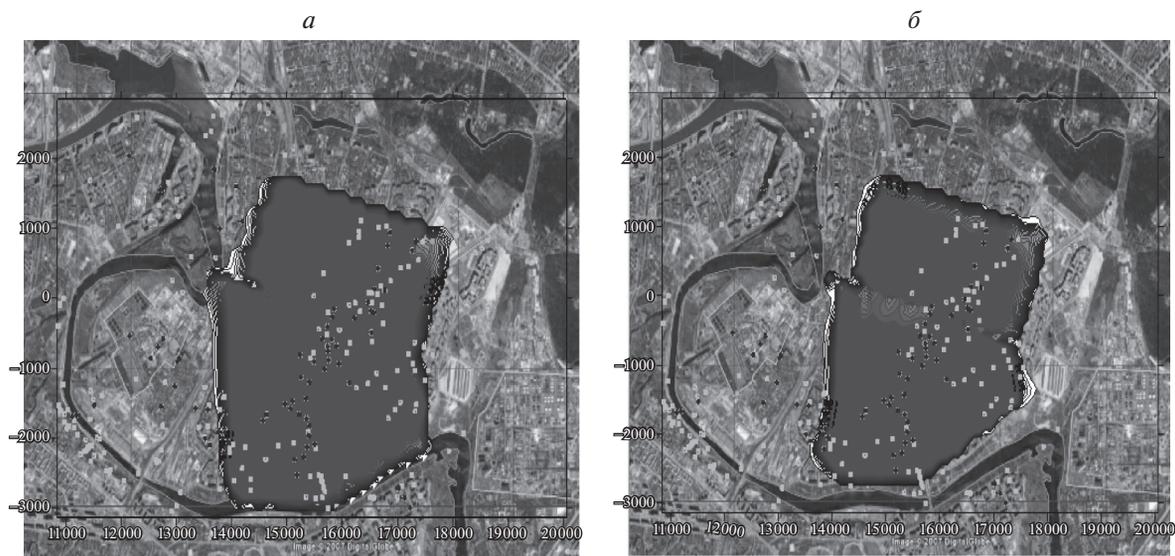


Рис. 8. Результаты моделирования распределения загрязнения в надыорском водоносном горизонте (выше разделяющего слоя). Модель без гидрогеологических окон (*а*) и (*б*) с гидрогеологическими окнами (осредненные по 50-ти вариантам концентрации).



Рис. 9. Распределение концентраций в эксплуатируемом водоносном горизонте. Модель: *а* — без гидрогеологических окон, *б* — с гидрогеологическими окнами (осредненные по 50-ти вариантам концентрации).

грязнения с концентрациями, превышающими предельно-допустимые;

— размер площади области загрязнения (концентрации выше ПДК) в эксплуатируемом водоносном горизонте с вероятностью 0.90–0.95 попадает в интервал от 8.3 до 11 км²;

— вероятность достижения загрязнения водозаборного участка в терминах ширины фронта загрязнения у границы модели составляет 0.75–0.85.

Величина ущерба принималась равной стоимости очистных сооружений, которая по предварительным расчетам составляла около 1.2 млн руб.

Таким образом, величина риска в денежном выражении – более 900 000 руб.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящее время в связи с возрастающим дефицитом водных ресурсов и усиливающимся загрязнением гидросферы все большую актуальность приобретает проблема изучения межпластовых водоносных горизонтов, которые благодаря значительным эксплуатационным запасам, естественной защищенности от загрязнения и хорошему качеству могут служить надежными источниками водоснабжения. Однако на отдельных участках из-за нарушения сплошности и увеличения проницаемости перекрывающих эксплуатируемый водоносный горизонт слабопроницаемых отложений (участках гидрогеологических окон) в условиях нисходящей фильтрации существует опасность поступления загрязняющих веществ из приповерхностных водоносных горизонтов и ухудшения качества подземных вод.

Ряд важнейших аспектов проблемы (механизм переноса загрязняющих веществ в неоднородной геологической среде на участках гидрогеологических окон, особенности формирования водообмена и загрязнения подземных вод в зависимости от типа гидрогеологических окон, оценка риска загрязнения подземных вод через гидрогеологические окна) разработан недостаточно. В особенности слабо разработаны подходы к вероятностной оценке риска, в связи с этим закономерен поиск новых и совершенствование существующих путей решения проблемы как основы обеспечения безопасности населения.

Исследование выполнено при поддержке гранта РФФИ 17-05-01016.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бакшевская В.А., Поздняков С.П. Методы моделирования геофильтрационной неоднородности осадочных отложений // *Геоэкология*. 2012. № 6. С. 560–570.
2. Всеволожская М.А., Рошаль А.А., Галицкая И.В., Иванова Н.В. Гидрогеохимия перетекания в естественных и нарушенных условиях // *Вестник МГУ. Сер. Геология*. 1982. № 2. С. 49–64.
3. Галицкая И.В. Методологические исследования формирования геохимической опасности и риска на урбанизированных территориях // *Геоэкология*. 2007. № 3. С. 225–337.
4. Елохина С.Н. Влияние гидрогеологических “окон” на перетекание и качество воды на водозаборе (на примере нижнеэоценового водоносного горизонта Западного Зауралья). Автореф. дис. канд. геол.-мин. наук. П. Зеленый, 1984.
5. Позднякова И.А., Галицкая И.В., Миронов О.К., Костикова И.А. и др. Выявление гидрогеологических окон на основе крупномасштабного картирования геологического строения и гидрогеологических условий территории г. Москвы // *Геоэкология*. 2015. № 4. С. 352–365.
6. Galitskaya I., Pozdniakova I., Toms L. Assessment of Hydrogeochemical Hazard and Risk in the Urbanized Territories // *Global Groundwater Resources and Management. Selected Papers from The 33rd International Geological Congress*, Scientific Publishers (India). Jodhpur, 2010. P. 477–496.
7. Galitskaya I., Pozdniakova I., Toms L. Simulation of contaminant transport for contamination risk assessment // *Calibration and reliability in groundwater modelling: Managing groundwater and the environment*. Ed. by Yanxin Wang, Shemin Ge, Marry C. Hill, IAHS Publication 341, 2011. P. 172–178.
8. Chiang W.H., Kinzelbach W. 3D-Groundwater Modeling with PMWIN. Springer Berlin Heidelberg, New York. ISBN 3-540 67744-5. 2001. 346 p.
9. Deutsch C.V., Journel A.G. GSLIB: Geostatistical Software Library and Users Guide. Oxford University Press, second edition, New York, 1997. 369 p.
10. Leeson J., Edwards A. Hydrogeological Risk Assessments for Landfills and the Derivation of Groundwater Control and Trigger Levels. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West Almondsbury, Bristol BS32 4UD. 2003.
11. Öberg T., Bergbäck B. A review of probabilistic risk assessment of contaminated land // *J. of Soils and Sediments*. 2005. № 5. P. 213–224.
12. National Research Council: Science and judgment in risk assessment. National Academy Press, Washington DC. 1994.
13. Neber A. Geological 3D Mapping and Structure-Modelling with GSI3D. Geological Surveying and Investigation in 3D: Introduction and User Manual, 2006. 67 p.
14. Rosen L., LeGrand H.E. An Outline of a Guidance Framework for Assessing Hydrogeological Risks at Early Stages // *Ground Water*. 1997. V. 35. № 2. P. 195–204.
15. Rumynin V.G., Nikulenkov A.M. Geological and physicochemical controls of the spatial distribution of partition coefficients for radionuclides (Sr-90, Cs-137, Co-60, Pu-239,240 and Am-241) at a site of nuclear reactors and radioactive waste disposal (St. Petersburg region, Russian Federation) // *J. of Environmental Radioactivity*. 2016. № 162–163. P. 205–218.
16. Stevenazzi Stefania & Masetti Marco & Nghiem Son V. & Sorichetta Alessandro. Groundwater vulnerability maps derived from a time-dependent method using satellite scatterometer data // *Hydrogeology Journal*. 2015. № 23. P. 631–647.
17. USEPA: Risk assessment guidance for Superfund: V. III – Part A. Process for conducting probabilistic risk assessment. US Environmental Protection Agency, Washington DC, report EPA/540/R-02/002, 2001.

APPROACHES TO ASSESSMENT OF GROUNDWATER CONTAMINATION RISK AT THE SITES OF HYDROGEOLOGICAL WINDOWS

I. V. Galitskaya^{a,*}, I. A. Pozdnyakova^a, G. I. Batrak^a, and L. S. Toms^a

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

^{*}*E-mail: galgeoenv@mail.ru*

Two approaches to the probabilistic forecast of groundwater contamination risk using the stochastic modeling of hydrogeological windows are presented. The first approach is discussed by the example of groundwater contamination with oil products produced by the motor transport complex, the second one is exemplified by groundwater contamination with nitrates in the former filtration fields. Based on the situation analysis, the events determining the risk in the study areas were considered as quasi-deterministic and probabilistic. Comparison of modeling results using the models with hydrogeological windows in the dividing layer and with their absence revealed a significant effect of hydrogeological windows on the exploited aquifer contamination and showed the need to take this factor into account in predictive calculations.

Key words: *groundwater, contamination, hydrogeological windows, forecast, risk, stochastic modeling*

REFERENCES

1. Bakshevskaya, V.A., Pozdnyakov, S.P. *Metody modelirovaniya geofil'tratsionnoy neodnorodnosti osadochnykh otlozheniy* [Methods of modeling geofiltrational heterogeneities in sedimentary deposits]. *Geokologiya*, 2012, no. 6, pp. 560–570. (in Russian)
2. Vsevolozhskaya, M.A., Roshal', A.A., Galitskaya, I.V., Ivanova, N.V. *Gidrogeokhimiya peretekaniya v yestestvennykh i narushennykh usloviyakh* [Hydrogeochemistry of overflowing under natural and disturbed conditions]. *Vestnik MGU, ser. Geologiya*, 1982, no. 2, pp. 49–64. (in Russian)
3. Galitskaya, I.V. *Metodologicheskiye issledovaniya formirovaniya geokhimicheskoy opasnosti i riska na urbanizirovannykh territoriyakh* [Methodological studies in the geochemical hazard and risk formation in urbanized areas]. *Geokologiya*, 2007, no. 3, pp. 225–337. (in Russian)
4. Yelokhina, S.N. *Vliyaniye gidrogeologicheskikh "okon" na peretekaniye i kachestvo vody na vodozabore (na primere nizhneotsenovogo vodonosnogo gorizonta Zapadnogo Zaural'ya)* [Influence of hydrogeological windows on overflow and quality of water within a water intake facility (by the example of Lower Eocene aquifer in the Western TransUrals area). Extended abstract of candidate (geol.-min.) dissertation. Zelenyi, VSEGINGEO, 1984. (in Russian)
5. Pozdnyakova, I.A., Galitskaya, I.V., Mironov, O.K., Kostikova, I.A., Dorozhko, A.L., Batrak G.I., Matveeva L.A., Fesel' K.I. *Vyyavleniye gidrogeologicheskikh okon na osnove krupnomasshtabnogo kartirovaniya geologicheskogo stroeniya i gidrogeologicheskikh uslovii territorii g. Moskvy* [Revealing hydrogeological windows on the basis of large-scale mapping of geological structure and hydrogeological conditions in Moscow]. *Geokologiya*, 2015, no. 4, pp. 352–365. (in Russian)
6. Galitskaya, I., Pozdnyakova, I., Toms, L. Assessment of hydrogeochemical hazard and risk in the urbanized territories. *Global Groundwater Resources and Management. Selected Papers from The 33rd International Geological Congress*, Scientific Publishers (India). Jodhpur, 2010, pp. 477–496.
7. Galitskaya, I., Pozdnyakova, I., Toms, L. Simulation of contaminant transport for contamination risk assessment. *Calibration and reliability in groundwater modeling: Managing groundwater and the environment*. Edited by Yanxin Wang, Shemin Ge, Marry C. Hill, IAHS Publication 341, 2011, pp. 172–178.
8. Chiang, W.H., Kinzelbach, W. 3D-Groundwater modeling with PMWIN. First Edition. Springer Berlin Heidelberg, New York. ISBN 3-540 67744-5, 2001, 346 p.
9. Deutsch, C.V., Journel A.G. *GSLIB: Geostatistical software library and users guide*. Oxford University Press, second edition, New York, 1997, 369 pp.
10. Leeson, J., Edwards, A. Hydrogeological risk assessments for landfills and the derivation of groundwater control and trigger Levels. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West Almondsbury, Bristol BS32 4UD, 2003.
11. Öberg, T., Bergbäck, B. A review of probabilistic risk assessment of contaminated land. *Journal of Soils and Sediments*. 2005, no. 5, pp. 213–224.
12. National Research Council: Science and judgment in risk assessment. National Academy Press, Washington DC, 1994.
13. Neber, A. Geological 3D mapping and structure-modelling with GSI3D. Geological surveying and investigation in 3D: Introduction and user manual, 2006, 67 p.
14. Rosen, L., LeGrand, H.E. An outline of a guidance framework for assessing hydrogeological risks at early stages. *Ground Water*. 1997, vol. 35, no. 2, pp. 195–204.
15. Rumynin, V.G., Nikulenkov, A.M. Geological and physicochemical controls of the spatial distribution of partition coefficients for radionuclides (Sr-90, Cs-137, Co-60, Pu-239,240 and Am-241) at a site of nuclear reactors and radioactive waste disposal (St. Petersburg region, Russian Federation). *J. of Environmental Radioactivity*, 2016, no. 162–163, pp. 205–218.
16. Stevenazzi, S., Masetti, M., Nghiem Son V., Sorichetta, A. Groundwater vulnerability maps derived from a time-dependent method using satellite scatterometer data. *Hydrogeology Journal*. 2015, no. 23, pp. 631–647.
17. USEPA: Risk assessment guidance for Superfund: Vol. III. Part A, Process for conducting probabilistic risk assessment. US Environmental Protection Agency, Washington DC, report EPA/540/R-02/002, 2001.