ISSN 2411-3336; e-ISSN 2541-9404

ЗАПИСКИ ГОРНОГО ИНСТИТУТА

Journal of Mining Institute

Сайт журнала: pmi.spmi.ru



*Научная статья*

# Прогноз миграции радионуклидов в подземных водах в зоне влияния строительного дренажа Ленинградской АЭС-2

**В.А.ЕРЗОВА**[1,2]✉, **В.Г.РУМЫНИН**[2,3], **А.М.НИКУЛЕНКОВ**[2,3], **К.В.ВЛАДИМИРОВ**[2], **С.М.СУДАРИКОВ**[1], **М.В.ВИЛЬКИНА**[2]

[1] *Санкт-Петербургский горный университет, Санкт-Петербург, Россия*

[2] *Санкт-Петербургское отделение Института геоэкологии им. Е.М.Сергеева РАН, Санкт-Петербург, Россия*

[3] *Санкт-Петербургский государственный университет, Институт наук о Земле, Санкт-Петербург, Россия*

***Как цитировать эту статью*:** Ерзова В.А., Румынин В.Г., Никуленков А.М., Владимиров К.В., Сударикова С.М., Вилькина М.В. Прогноз миграции радионуклидов в подземных водах в зоне влияния строительного дренажа Ленинградской АЭС-2 // Записки Горного института. 2023. Т. 260. С. 194-211. DOI: 10.31897/PMI.2022.27

***Аннотация.*** Проанализировано распределение природных (на уровне глобального фона) и техногенных радионуклидов в подземных водах промышленной зоны г. Сосновый Бор, где расположен ряд предприятий использования атомной энергии. Основные регистрируемые в пробах подземных вод техногенные радионуклиды представлены изотопами цезия ($^{137}$Cs), стронция ($^{90}$Sr) и тритием. Загрязнению подвержены два первых от поверхности водоносных горизонта: четвертичный и верхняя зона ломоносовского. На основании обширного материала по инженерно-геологическому изучению участка работ разработана трехмерная геологическая модель, а также созданы гидродинамическая и геомиграционные модели промышленной зоны. С помощью моделирования установлены масштабы и характер изменения гидрогеологических условий территории в результате строительного и эксплуатационного дренажа новой очереди Ленинградской атомной электростанции (ЛАЭС-2). В зону влияния попадает «исторический» ореол радиоактивного загрязнения подземных вод, сформировавшийся (1970-1990) на соседней с АЭС площадке, где размещается хранилище низко- и среднеактивных радиоактивных отходов. Интерпретация данных мониторинга позволила получить миграционные параметры для прогнозных оценок. Моделирование показало, что за время эксплуатации ЛАЭС-2 не происходит захват загрязненных вод дренажной системой новой станции.

***Ключевые слова:*** подземные воды; радиоактивные элементы; техногенные радионуклиды; радиоактивный ореол загрязнения; сорбция; период полураспада; геомиграционное моделирование

***Поступила: 24.01.2022*** ***Принята: 26.04.2022*** ***Онлайн: 30.05.2022*** ***Опубликована: 25.04.2023***

**Введение.** При строительстве и эксплуатации АЭС различным воздействиям подвергаются геологическая среда и экосистемы поверхностных водных объектов. Традиционно в качестве источников техногенных радионуклидов на площадке размещения АЭС рассматриваются: хранилища станционных радиоактивных отходов (РАО); бассейны выдержки отработанного ядерного топлива; утечки воды из технологических трубопроводов; реакторные установки в аварийных условиях (проектные и запроектные аварии). Так, согласно статистическим данным комиссии по ядерному регулированию США (US Nuclear Regulatory Commission [1]), на многих из 55 площадок размещения коммерческих АЭС в подземных водах наблюдаются повышенные концентрации трития, в ряде случаев отмечается присутствие углерода $^{14}$C и продуктов деления ядерных материалов. Характерным примером является тритиевое загрязнение подземных вод на площадке АЭС Sequoyah (штат Теннесси), обусловленное дефектами трубопроводов. Масштабное тритиевое загрязнение (активность трития в воде достигает 500 Бк/л) отмечено на действующей АЭС Пакш (Венгрия) [2], причем зона потенциального влияния тритиевого ореола находится вблизи площадки размещения новой очереди АЭС (Пакш-II). С аналогичной проблемой сталкивается строительство новой АЭС в Литве в пределах промышленной зоны (ПЗ) Игналинской АЭС, выведенной из эксплуатации в конце 2009 г. [3]. Во многих исследованиях показано, что математическое моделирование



*Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0*

DOI: 10.31897/PMI.2022.27
*Записки Горного института.* 2023. Т. 260. С. 194-211
© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

миграции подземных вод является наиболее надежным инструментом прогнозирования изменений их радиологического состояния в условиях наращивания мощностей объектов атомной энергетической отрасли [3]. В то же время анализ опубликованных материалов во многих случаях указывает на недостаточную параметрическую обоснованность гидрогеологических моделей, в частности, не в полной мере используется информация, полученная в ходе длительного мониторинга подземных вод. Мониторинг может выполнять не только контрольные, но и опытные функции, способствуя уточнению фильтрационных и миграционных параметров водоносных горизонтов [4-6].

В России строительство новых энергоблоков, в том числе замещающих, проводится вблизи площадок действующих станций или других объектов использования атомной энергии (ОИАЭ), в пределах которых находятся существующие или потенциальные источники радиоактивного загрязнения подземных вод. Так, ЛАЭС-2 размещается в непосредственной близости от выведенной из эксплуатации ЛАЭС, регионального предприятия по обращению с отходами низкой и средней активности (ФГУП «ФЭО», ранее ЛСК «Радон») [7-9] и некоторых других ОИАЭ, расположенных в ПЗ г. Сосновый Бор. В непосредственной близости от Нововоронежской АЭС-2 также находится ряд радиационно опасных объектов (поля фильтрации, загрязненные радионуклидами, хранилища РАО), территориально и исторически связанных с площадкой размещения первой очереди Нововоронежской АЭС [10]. Так как влияние новых станций и очередей достраиваемых энергоблоков распространяется на области с существенно измененными (нарушенными) природными условиями, то возникает проблема прогнозирования химического и радиоактивного загрязнения дренажных вод, извлекаемых в период строительного и эксплуатационного дренажа АЭС. Анализу этой проблемы применительно к Сосновоборскому объекту и посвящено данное исследование.

**Методология.** В основе анализа лежит база данных радиационного мониторинга подземных вод ПЗ (рис.1), которая объединяет информацию, собранную по локальным («ведомственным») сетям наблюдательных гидрогеологических скважин каждого из действующих предприятий (ОИАЭ). Суммарное число таких скважин на территории ПЗ приближается к 200. Сбор и обобщение данных объектного мониторинга состояния недр на предприятиях Госкорпорации «Росатом» ведется централизовано по всей стране в рамках государственной программы сотрудниками ФГБУ «Гидроспецгеология».

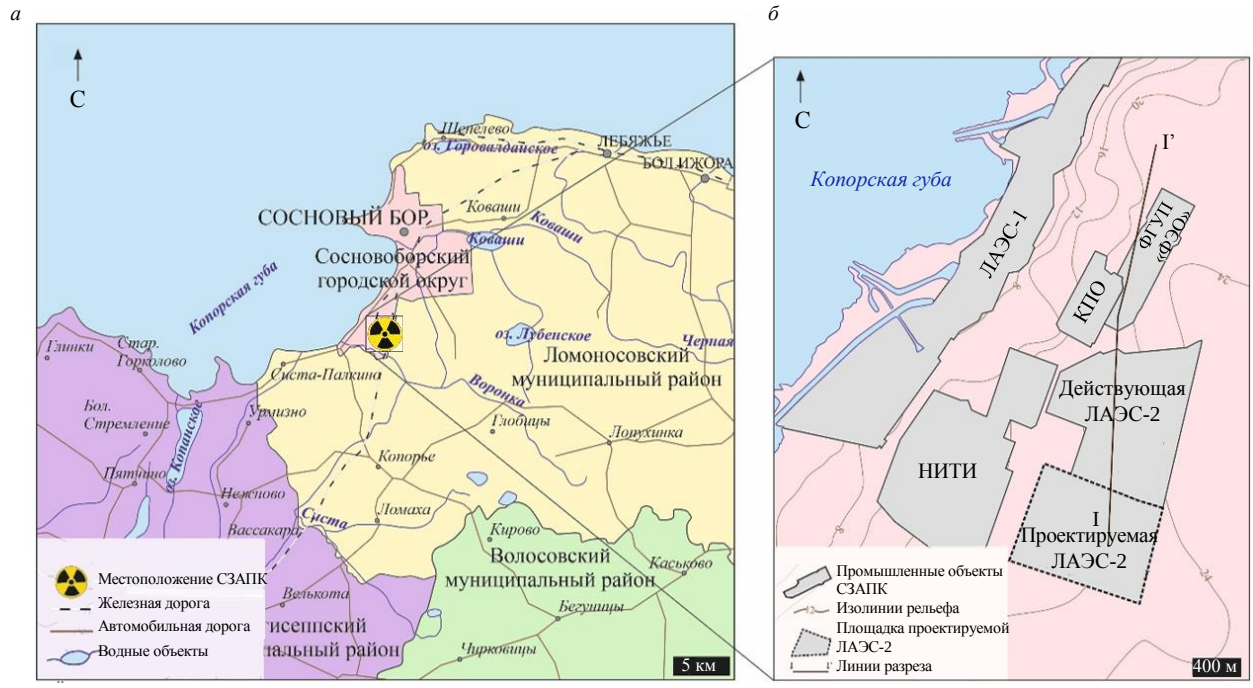



Рис.1. Район исследований: *а* – региональная схема; *б* – основные ОИАЭ в ПЗ


Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

Начиная с 1980-1990-х годов, службы радиационного контроля ведут наблюдения за радиологическими показателями, уровнем, температурой и химическим составом подземных вод четвертичного и верхней части ломоносовского водоносных горизонтов. В соответствии с регламентом конкретного предприятия радиационный мониторинг включает следующие показатели: суммарную объемную α- и β-активность, объемную активность трития и, выборочно, активности $^{90}$Sr, $^{137}$Cs и актинидов. Конкретный перечень параметров мониторинга, частота отбора проб и замеров в скважинах, как и методика пробоотбора и выполнения анализов, при наличии общегосударственных инструктивных документов определяется регламентами предприятий, часто методически не согласованных между собой.

Суммарная β-активность является основным показателем, контролируемым службами радиационной безопасности на предприятиях АПК. Ее фоновые значения для территории европейской части РФ составляют 1-4 Бк/л (без учета активности трития), из которых 50-80 % обусловлены активностью изотопа калия $^{40}$K. Ввиду постоянства изотопного состава калия в подземных водах, отношение $^{40}$K к стабильному $K^+$ – величина постоянная, и величину β-активности, обусловленной присутствием изотопа $^{40}$K Бк/л, можно приближенно рассчитать, умножив концентрацию иона $K^+$ мг/л на коэффициент 0,0276. Для величин концентраций $K^+$, не превышающих в Сосновоборском регионе 10-12 мг/л, расчетная величина объемной β-активности подземных вод за счет присутствия $^{40}$K составляет менее десятых долей Бк/л. При фоновой активности $^{90}$Sr, не превышающей сотых долей Бк/л, и априорном допущении о незначительной доле β-активности $^{137}$Cs, превышение величины суммарной β-активности подземных вод значения в 0,5-1 Бк/л (с учетом погрешностей замеров) говорит о присутствии в них техногенных радинуклидов, основным из которых, по опыту радиационного мониторинга в районе ПЗ, является $^{90}$Sr. Эта же величина (1 Бк/кг удельной суммарной β-активности) регламентируется НРБ-99/2009 как критерий для необходимости дальнейшего исследования радионуклидного состава воды.

В первые годы функционирования локальных систем мониторинга точность определения активности радионуклидов в подземных водах в лабораториях радиационного контроля предприятий была низкой. Например, на площадке размещения РАО (ЛСК «Радон») порог чувствительности при измерении β-активности не превышал 1 Бк/л, α-активности – более 0,2 Бк/л. Это позволяло фиксировать непревышение радиационными показателями предельно допустимых величин.

Мониторинг подземных вод на ЛСК «Радон» начат в 1982-1983 гг., когда были пробурены первые 13 скважин на четвертичный водоносный горизонт. Далее фонд наблюдательных скважин был увеличен на 35 скважин в 1989-1993 гг. и на 40 в 2007-2011 гг. Многие из скважин первой очереди из-за плохого технического состояния уже выведены из эксплуатации. В наблюдениях задействовано 66 контрольно-наблюдательных скважин (КНС), оборудованных на четвертичный (глубина 2,5-7 м) и ломоносовский (средняя и нижняя зоны, глубина 7-14 м) водоносные горизонты. Периодичность измерений определяется расположением скважин относительно зданий-хранилищ и изменяется от одного раза в неделю (тритий и β-активность) до единичных замеров по требованию. Также выборочно контролируется уровень и ряд показателей химического состава подземных вод.

На площадке НИТИ им. А.П.Александрова радиационный контроль состава подземных вод был начат в конце 1990-х гг. Наиболее полный ряд данных доступен по восьми наблюдательным скважинам, оборудованным на четвертичный и ломоносовский (средняя и нижняя зоны) водоносные горизонты. В скважинах режимной сети проводятся измерения активности трития, $^{90}$Sr и $^{137}$Cs с точностью определения фоновых значений.

Сеть радиационного мониторинга новой станции ЛАЭС-2 создана на этапе ее строительства (с 2008 г.) и включает 13 наблюдательных скважин, оборудованных на четвертичный и ломоносовский (верхняя, средняя и нижняя зоны) водоносные горизонты. Опробование КНС проводилось в рамках изыскательских работ (2010-2015) и включало измерения активностей трития, $^{90}$Sr и $^{137}$Cs.

Первые данные о радиологических показателях подземных вод между площадками предприятий были представлены результатами опробования, выполненного ВНИПИЭТ и НПО «Радиевый институт» в 1991 г., в период максимальных протечек радионуклидов на площадке размещения


Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

DOI: 10.31897/PMI.2022.27

© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

РАО. Результаты анализа тритиевых проб показали неравномерность его распределения по точкам опробования, максимальные значения – от 3300 до 1600 Бк/л [7].

В 2009 г. ФГУГП «Гидроспецгеология» и СПбО ИГЭ РАН были восстановлены и пробурены новые наблюдательные скважины между площадками ЛСК «Радон» (ФГУП «ФЭО») и КПО ЛАЭС, а начиная с 2010 по 2015 гг. в рамках проектного (pre-operational) мониторинга строящейся ЛАЭС-2 проводился радиологический мониторинг подземных вод по сетке 39 скважин в пределах всей территории ПЗ (рис.2). Опробование выполнялось дважды в год и включало измерение α-, β-радиоактивности, объемной активности техногенных радионуклидов (тритий, $^{137}$Cs, $^{90}$Sr, $^{238/240}$Pu) и природных радиоизотопов ($^{222}$Rn, $^{224}$Ra, $^{226}$Ra, $^{228}$Ra, $^{210}$Pb, $^{210}$Po и др.) [9].

Измерения суммарной α- и β-активностей проводились с помощь радиометра УФМ-2000 (НПЦ «ДОЗА», Зеленоград). Пределы обнаружения суммарной α- и β-активностей составляют 0,02 и 0,1 Бк/л соответственно. Подготовка образца (упаривание жидкой пробы и получение сухого остатка) подразумевает, что измерение α- и β-активностей исключает влияние трития. Содержание трития измеряли спектрометрическим радиометром Tri-Carb 2910TR (Waltham, США). Предел обнаружения трития составляет 10 Бк/кг, погрешность измерений – 3-25 %. Активность $^{90}$Sr в подземных водах определялась по дочернему $^{90}$Y с последующей радиометрией осадков с помощью радиометра УМФ-2000 по методике, разработанной НИТИ им. А.П.Александрова (Сосновый Бор) (предел обнаружения 10 Бк/м$^3$). $^{137}$Cs определялся с помощью γ-спектрометра DSPEC jr (ORTEC, США) (предел обнаружения 10 Бк/м$^3$).

Представления об изменчивости фильтрационных свойств водоносной толщи в пределах ПЗ получены на основе анализа материалов опытно-фильтрационных опробований, проведенных в 1998-2013 гг. Вмещающая среда была охарактеризована кустовыми и одиночными откачками, наливами, экспресс-опробованиями. Для построения матрицы фильтрационной неоднородности

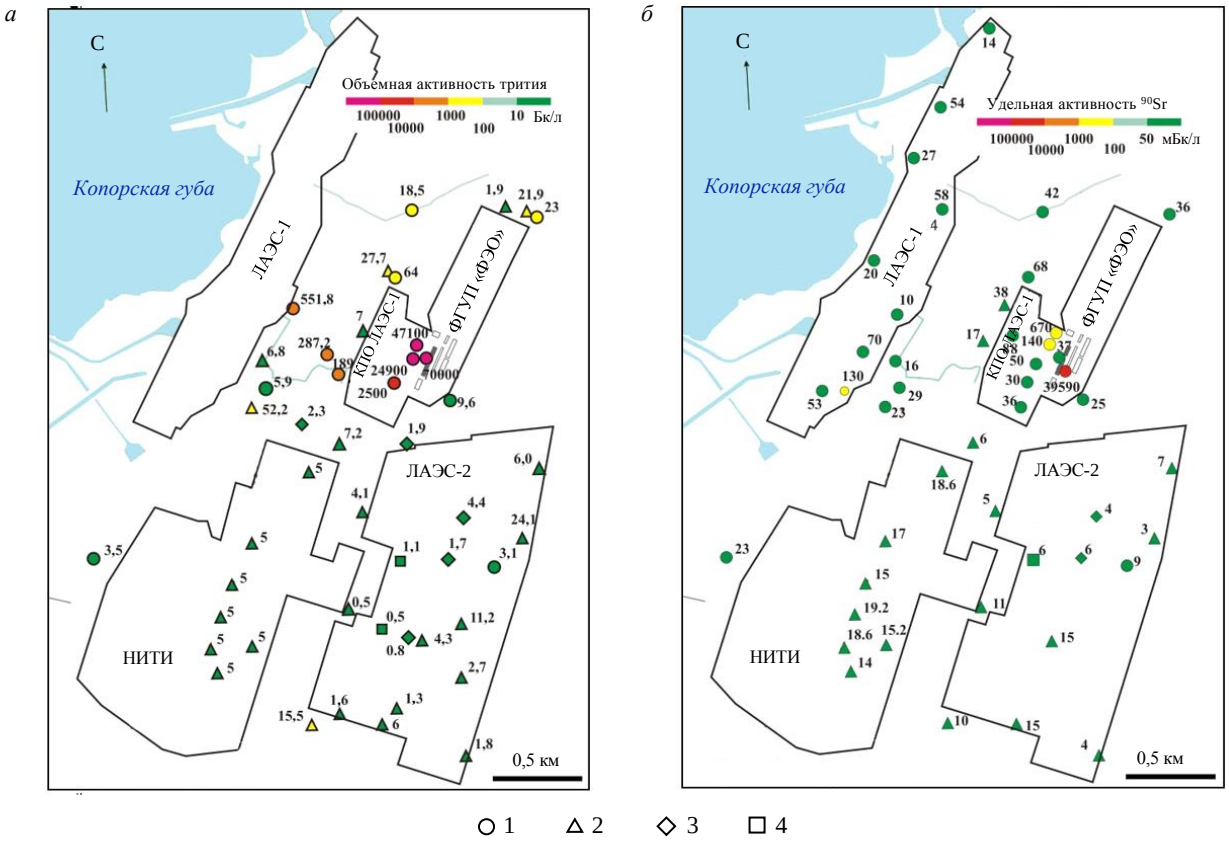



Рис.2. Распределение активности на территории ПЗ по результатам предоперационного мониторинга ЛАЭС-2 (данные, осредненные за 2009-2015 гг.): *а* – тритий, Бк/л; *б* – $^{90}$Sr, мБк/л

Горизонт опробования: 1 – четвертичный; 2 – ломоносовский (верхняя зона); 3 – ломоносовский (средняя зона); 4 – ломоносовский (нижняя зона)


Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

*Записки Горного института.* 2023. Т. 260. С. 194-211 DOI: 10.31897/PMI.2022.27
© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

использовались фондовые данные по 137 опытным опробованиям: кустовые и одиночные откачки и экспресс-опробования. При обработке использовались следующие основные расчетные схемы:

• водоносный комплекс с перетеканием из водоносного пласта с изменяющимся напором (с переменным и постоянным расходом);

• напорный неограниченный в плане водоносный пласт (с переменным и постоянным расходом);

• линейный источник: несовершенная скважина в напорном водоносном пласте, ограниченном в разрезе и неограниченном в плане (с переменным расходом).

В результате обработки определялся один или несколько параметров из следующего набора:

• пьезопроводность (или водоотдача) основного и смежного водоносных пластов ($a$, м$^2$/сут);

• проводимость основного и смежного водоносных пластов ($T$, м$^2$/сут);

• параметр перетекания ($B$, м);

• коэффициент фильтрации ($k$, м/сут).

При обработке использовались базовые аналитические решения таких авторов, как А.Ф.Менч [11], С.П.Ньюман [12], М.С.Хантуш [13], Джавандел – Визерспун [14], Х.Х.Купер [15] и др. Все полевые эксперименты были переинтерпретированы с использованием ПК ANSDIMAT [16].

Интенсивность миграции радионуклидов в подземных водах во многом контролируется способностью пористой среды удерживать и накапливать радионуклиды за счет сорбционных процессов. В лабораторных опытах исследовалась сорбируемость радионуклидов $^{90}$Sr и $^{137}$Cs на четвертичных песчано-глинистых породах и кембрийских слабосцементированных песчаниках. Эксперименты проводились с искусственными растворами, имитирующими характерный состав грунтовой воды. Радиоактивные метки вводились в природную воду при строгом контроле постоянства pH, свойственного природным водам.

Представление о сорбируемости радионуклидов дает также интерпретация данных длительного радиационного мониторинга подземных вод в пределах площадки ФГУП «ФЭО» [9]. Анализ выходных кривых может быть выполнен на основе метода статистических временных моментов [17-23]. Для удобства расчета абсолютные статистические моменты $m_j$ нормируются нулевым моментом $m_0$:

$$\mu'_j = \frac{m_j}{m_0}. \tag{1}$$

Первый статистический момент ($j$ = 1) представляет собой центр тяжести и позволяет рассчитать среднее время пребывания компонента от источника до точки измерения. Для последующих моментов определяются центральные моменты (или моменты относительно среднего), которые характеризуют разброс точек выходной кривой $c = f(t)$ относительно ее центра тяжести. Второй момент характеризует гидродинамическую дисперсию (степень рассеяния случайной величины относительно среднего времени пребывания) и определяется зависимостью:

$$\mu_2 = \mu'_2 - (\mu'_1)^2, \tag{2}$$

Формулы для определения статистических моментов в случае одномерного конвективно-дисперсионного переноса сорбируемых компонентов, подверженных распаду, при задании входной ступенчатой функции (Хевисайда) имеют вид [17, 19, 20, 24]:

$$\mu'_1 = \frac{t_s}{2} + \frac{Rx}{a}; \tag{3}$$

$$\mu_2 = \frac{t_s^2}{12} + \frac{2D_L R^2 x}{a^3}, \tag{4}$$

где $t_s$ – продолжительность загрязнения (в данном случае – продолжение утечки из хранилищ); $D_L$ – коэффициент поровой дисперсии, м$^2$/сут; $R$ – фактор сорбционной задержки, $R = 1 + K_d\rho_b/n$; $K_d$ – коэффициент сорбционного распределения; $\rho_b$ – плотность породы; $n$ – пористость;


Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

$\lambda$ – константа радиоактивного распада, $\lambda = 0{,}693/T_{1/2}$; $T_{1/2}$ – период полураспада радионуклида; $a = \sqrt{u^2 + 4D_L\lambda}$; $u$ – средняя поровая скорость фильтрации.

Уравнения (3) и (4) можно рассматривать как систему уравнений, решение которой позволяет определить скорость $u$, коэффициент дисперсии $D_L$ (используя несорбируемый компонент – тритий) и фактор сорбционной задержки $R$ (используя данные по β-активности). Статистические моменты $\mu_1'$ и $\mu_2$ рассчитываются после аппроксимации индикаторных графиков $C(t)$ ступенчатыми функциями.

Для прогноза миграции радионуклидов при изменении гидродинамических условий территории использовался ПК PMWIN, включающий фильтрационный (Modflow) и транспортный (Modpath) расчетные модули [25]. В основе Modflow лежит дифференциальное уравнение неразрывности потока, которое решается численными методами [26-28]. Миграционная задача решалась в упрощенной постановке по линиям тока на модуле Modpath без учета гидродисперсии [29, 30]. Выбор модуля Modpath обусловлен тем, что на данном этапе работ исследовались: направление движения ореола загрязнения, его действительные скорости и время прихода радионуклидов к зонам разгрузки. Поскольку концентрации радионуклидов в подземных водах не являлись предметом рассмотрения, то решение полной адвективно-дисперсионной задачи является избыточным и может приводить только к дополнительным неопределенностям.

В качестве основы для создания поверхностей кровли и подошвы каждого из модельных слоев использовалась геологическая модель, созданная в ПК SGeMS [31, 32]. В основу наполнения трехмерной геологической модели была положена фондовая информация по 1504 скважинам, полученная в рамках проведения инженерно-геологических и гидрогеологических изысканий на территории исследований. Средняя глубина скважин составила 16 м, суммарно пройдено около 24000 м. При проведении полевых и лабораторных работ было выделено 14 базовых инженерно-геологических элементов. Интерполяция поверхностей между отдельными скважинами проводилась с использованием алгоритма кригинга (процедура Sequential Gaussian Simulation).

После создания фильтрационной модели проводилась ее калибровка в стационарной постановке. Были привлечены данные по среднемноголетним уровням подземных вод по 110 КНС и по объемам фактического водопритока в строительные котлованы ЛАЭС-2. Калибровка проводилась до тех пор, пока расчетные и фактические значения уровней воды и объема строительного водоотлива не начали совпадать.

*Характеристика объекта исследований и постановка моделирования.* В гидрогеологическом отношении в осадочной толще выделяются четвертичный, нижнекембрийский водоносные горизонты и вендский водоносный комплекс (рис.3). Наибольшему техногенному воздействию в районе исследований подвержены два первых от поверхности водоносных горизонта – четвертичный ($Q_{IV}$) и нижнекембрийский ($Є_1$) [9].

Водовмещающими породами четвертичного горизонта являются надморенные пески различного генезиса, мощность которых на большей части территории не превышает 5 м [33, 34]. Водоносный горизонт подстилается слабопроницаемыми прослоями суглинков мощностью до 8 м, являющимися локальным водоупором [35]. Исходя из геологического разреза, горизонт не защищен от поверхностного загрязнения.

Нижнекембрийский водоносный горизонт $Є_1$, залегающий под четвертичным, сложен песками и слабосцементированными песчаниками, которые разделены слабопроницаемыми глинистыми прослоями на отдельные зоны. На территории ЛАЭС-2 в разрезе встречаются три такие водоносные зоны, на территории филиала ФГУП «ФЭО» – только две, а за территорией КПО ЛАЭС, по направлению к заливу, водоносный горизонт полностью выклинивается. Воды пресные, гидрокарбонатные, смешанного катионного состава.

Характерной особенностью геологического разреза территории является наличие погребенных русел – палеодолин, заполненных песками, супесями, суглинками. В руслах древних долин суммарная мощность четвертичных отложений достигает 40 м, тем самым они прорезают нижележащие нижнекембрийские отложения. Таким образом, палеодолины создают гидрогеологические


Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

*Записки Горного института.* 2023. Т. 260. С. 194-211 DOI: 10.31897/PMI.2022.27
© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

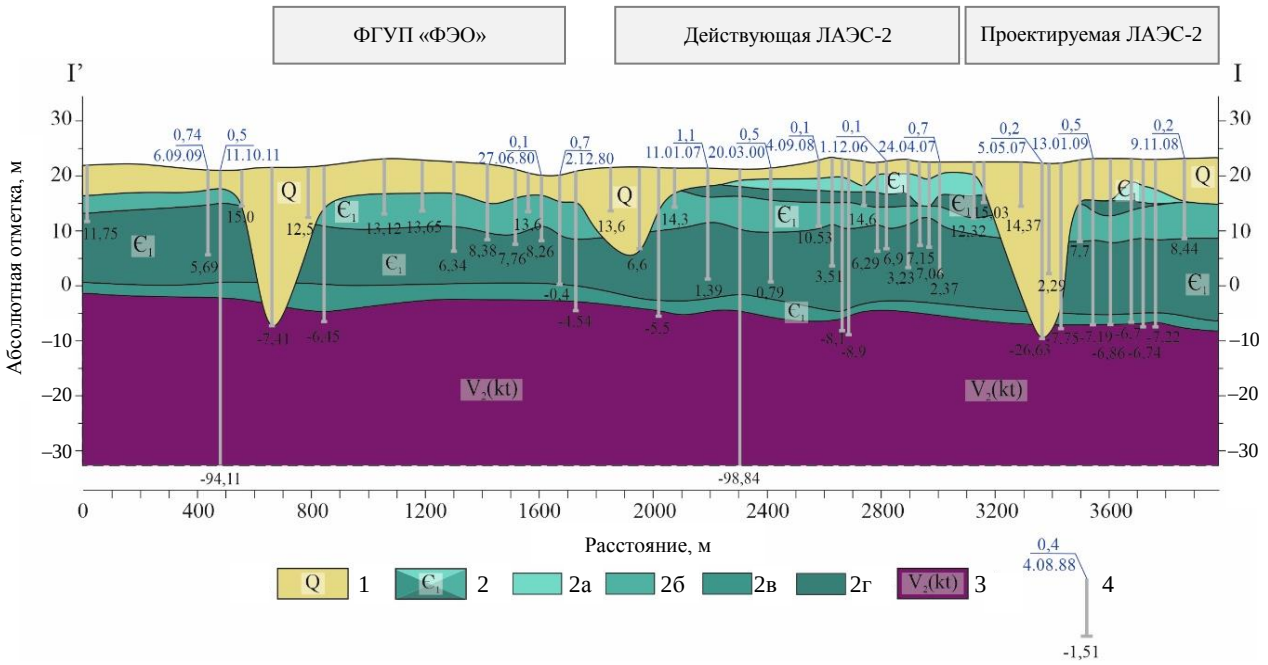



Рис.3. Гидрогеологический разрез по линии I-I' (см. рис.1)

1 – четвертичный водоносный горизонт; 2 – нижнекембрийский (ломоносовский) водоносный горизонт: 2а, 2б, 2в – водоносные слои горизонта? 2г – разделяющие водоупорные слои; 3 – верхневендский (контлинский) водоупорный горизонт; 4 – скважина: сверху – глубина до установившегося уровня подземных вод и дата замера; снизу – абсолютная отметка подошвы забоя скважины

окна, за счет которых подземные воды рассматриваемых водоносных горизонтов имеют хорошую гидравлическую связь. Палеодолины пересекают площадку ЛАЭС-2 и наблюдаются в северной и южной частях территории ФГУП «ФЭО» (рис.1, 3).

Радиационный мониторинг, проводившийся в течение пяти лет в связи со строительством ЛАЭС-2, позволил установить следующее распределение радиационных показателей в водоносных горизонтах ПЗ (табл.1). Площадка строящейся ЛАЭС-2 полностью свободна от влияния радиоактивного загрязнения: значения активности трития не превышают 10 Бк/л, а в большинстве скважин – 4 Бк/л (см. рис.2, *а*). Исходя из имеющихся данных, можно определить фоновое значение объемной активности трития в подземных водах – 1-4 Бк/л. Значения объемной активности других техногенных радионуклидов изменяются в пределах, которые можно рассматривать в качестве фоновых: $^{90}$Sr – 0,004-0,030 Бк/л, $^{137}$Cs – 0,004-0,040 Бк/л (рис.2, *б*). Значения интегральных радиационных показателей составляют: β-активности – 0,1-1,0 Бк/л, α-активности – 0,01-0,2 Бк/л. Изученная территория ПЗ вне площадок ФГУП «ФЭО», КПО ЛАЭС и ЛАЭС, по результатам мониторинга, характеризуется практически фоновыми значения активности изотопов цезия и стронция (менее 0,1 Бк/л) и неравномерным распределением трития. Наиболее высокие значения трития фиксируются в нескольких скважинах, расположенных в непосредственной близости от источников загрязнения – рядом с площадкой ЛАЭС, около КПО ЛАЭС, а также немного к северо-западу от территории НИТИ.

Величины содержания естественных радиоактивных изотопов ($^{222}$Rn, $^{228}$Ra, $^{210}$Pb, $^{232}$Th) находятся в пределах от $n \cdot 10^{-3}$ до $n \cdot 10^{-2}$ Бк/л и не превышают $УВ_В$. Указанные активности могут быть приняты в качестве фоновых для изучаемого участка. Для их статистического подтверждения необходим дальнейший мониторинг подземных вод.

Наиболее значимым среди действующих ОИАЭ, с точки зрения воздействия на качество подземных вод, является ФГУП «ФЭО» (рис.2). Предприятие вмещает более 60000 м$^3$ РАО с общей активностью $3{,}16 \cdot 10^{16}$ Бк [3]. Радионуклиды, регистрируемые в подземных водах площадки, представлены главным образом: тритием, $^{90}$Sr и $^{137}$Cs. На уровне фоновых активностей в воде определялись $^{239}$Pu, $^{238}$Pu, $^{241}$Am, $^{210}$Pb, $^{210}$Po, $^{60}$Co, $^{226}$Ra. Данные мониторинга позволяют количественно охарактеризовать миграционный процесс.


*Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0*

DOI: 10.31897/PMI.2022.27

*Записки Горного института.* 2023. Т. 260. С. 194-211

© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

*Таблица 1*

**Статистические данные по содержанию техногенных радионуклидов в грунтовых водах площадок СЗАПК**

| Радионуклид | Число определений | Среднее, Бк/л | Минимальное, Бк/л | Максимальное, Бк/л | Уровень вмешательства в питьевой воде ($УВ_В$) по НРБ-99/2009, Бк/л |
|---|---|---|---|---|---|
| КПО ЛАЭС (2009) | | | | | |
| $^{137}$Cs | 2 | 1,15 | 0,1 | 2,2 | 11 |
| $^{90}$Sr | 8 | 0,13 | 0,01 | 0,67 | 4,9 |
| Тритий | 3 | $1,6\cdot10^5$ | $2,5\cdot10^3$ | $4,7\cdot10^5$ | 7600 |
| ЛАЭС-1 (2009) | | | | | |
| $^{137}$Cs | 3 | 0,13 | 0,13 | 0,14 | 11 |
| $^{90}$Sr | 9 | 0,05 | 0,01 | 0,13 | 4,9 |
| $^{60}$Co | 3 | 0,12 | 0,1 | 0,13 | 40 |
| Между площадками КПО ЛАЭС и ЛАЭС-1 (2009-2015) | | | | | |
| $^{137}$Cs | 29 | 0,17 | 0,002 | 4,7 | 11 |
| $^{90}$Sr | 28 | 0,02 | 0,003 | 0,1 | 4,9 |
| Тритий | 93 | 59 | 0,02 | 1460 | 7600 |
| НИТИ (2009-2010) | | | | | |
| $^{137}$Cs | 7 | 0,024 | 0,023 | 0,027 | 11 |
| $^{90}$Sr | 8 | 0,017 | 0,014 | 0,022 | 4,9 |
| Тритий | 8 | 5 | 5 | 5 | 7600 |
| ЛАЭС-2 (2010-2015) | | | | | |
| Четвертичный водоносный горизонт | | | | | |
| ∑α | 8 | 0,11 | 0,03 | 0,19 | 0,2 |
| ∑β | 8 | 0,21 | 0,1 | 0,45 | 1,0 |
| $^{137}$Cs | 8 | 0,01 | 0,002 | 0,037 | 11 |
| $^{90}$Sr | 7 | 0,02 | 0,003 | 0,11 | 4,9 |
| Тритий | 21 | 8,74 | 1,02 | 56 | 7600 |
| Ломоносовский водоносный горизонт | | | | | |
| ∑α | 28 | 0,11 | 0,02 | 0,28 | 0,2 |
| ∑β | 28 | 0,22 | 0,03 | 0,67 | 1,0 |
| $^{137}$Cs | 26 | 0,01 | 0,002 | 0,03 | 11 |
| $^{90}$Sr | 29 | 0,01 | 0,001 | 0,03 | 4,9 |
| Тритий | 39 | 6,14 | 0,18 | 99,7 | 7600 |

В подземных водах площадки ЛСК «Радон» в 1987-1991 гг. произошел всплеск активности техногенных радионуклидов в результате утечки радиоактивных растворов из хранилищ (табл.2). Причиной этому послужили недостаточная защищенность зданий от попадания атмосферных осадков и подтопления за счет подъема уровня подземных вод в период паводков. Это привело к контакту РАО с поверхностными и подземными водами и последующему поступлению радиоактивных растворов в водоносные горизонты. Для устранения утечек проведена модернизация хранилищ, что снизило содержание техногенных радионуклидов.

*Таблица 2*

**Сравнение объемной активности фильтратов из хранилищ и подземных вод, отобранных из наблюдательных скважин по периметру хранилищ**

| Характеристика | Тритий | $^{137}$Cs | $^{90}$Sr |
|---|---|---|---|
| Фильтрат на дне хранилищ | | | |
| Максимальные значения (1998-1999) | $3,7\cdot10^{10}$ | $7,4\cdot10^7$ | $8,5\cdot10^6$ |
| Средние значения (1998-1999) | $8,1\cdot10^9$ | $1,1\cdot10^7$ | $2,2\cdot10^6$ |
| Средние значения (2009) | $4,9\cdot10^8$ | $3,2\cdot10^5$ | $6,7\cdot10^4$ |
| Средние значения (2014) | $3,5\cdot10^8$ | $2,3\cdot10^5$ | $9,4\cdot10^4$ |
| Средние значения (2017) | $7,6\cdot10^8$ | $3,6\cdot10^5$ | $3,6\cdot10^5$ |
| Мониторинговые скважины | | | |
| Максимальные значения (1990-1991) | $3,7\cdot10^{10}$ | $6,7\cdot10^5$ | $4,4\cdot10^6$ |
| Максимальные значения (1998-1999) | $1,9\cdot10^{10}$ | $8,9\cdot10^4$ | $9,3\cdot10^5$ |
| Уровень вмешательства в питьевой воде (НРБ-99/2009) | $7,7\cdot10^6$ | $11\cdot10^3$ | $5\cdot10^3$ |



Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

*Записки Горного института.* 2023. Т. 260. С. 194-211 DOI: 10.31897/PMI.2022.27
© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

На рис.4 показано, что в 1991 г. наибольшее по площади загрязнение тритием (активность более $1 \cdot 10^4$ Бк/л) наблюдалось в четвертичном водоносном горизонте. Максимальная активность отмечена в районе хранилищ № 8 и 9 и в восточном углу хранилища № 4. Наблюдения за уровнем подземных вод показали, что вблизи хранилищ уровни в четвертичном водоносном горизонте выше, чем в ломоносовском. Перепад уровня подземных вод между горизонтами достигает около метра, что может способствовать загрязнению нижнего водоносного горизонта через гидравлические окна (отсутствие разделяющего водоупорного слоя, наличие палеодолин). В 2017 г. наблюдалось постепенное снижение активности загрязнения подземных вод четвертичного горизонта и ее рост в ломоносовском водоносном горизонте ввиду наличия гидравлической связи между ними.

Изменение β-активности в водоносных горизонтах в целом соответствует закономерностям, выявленным при анализе тритиевого загрязнения: максимальная активность отмечается в конце 1980-х гг. в четвертичном водоносном горизонте в районе хранилищ № 4, 8, 9. Одновременно с загрязнением в верхнем водоносном горизонте, в силу гидрогеологических условий участка,

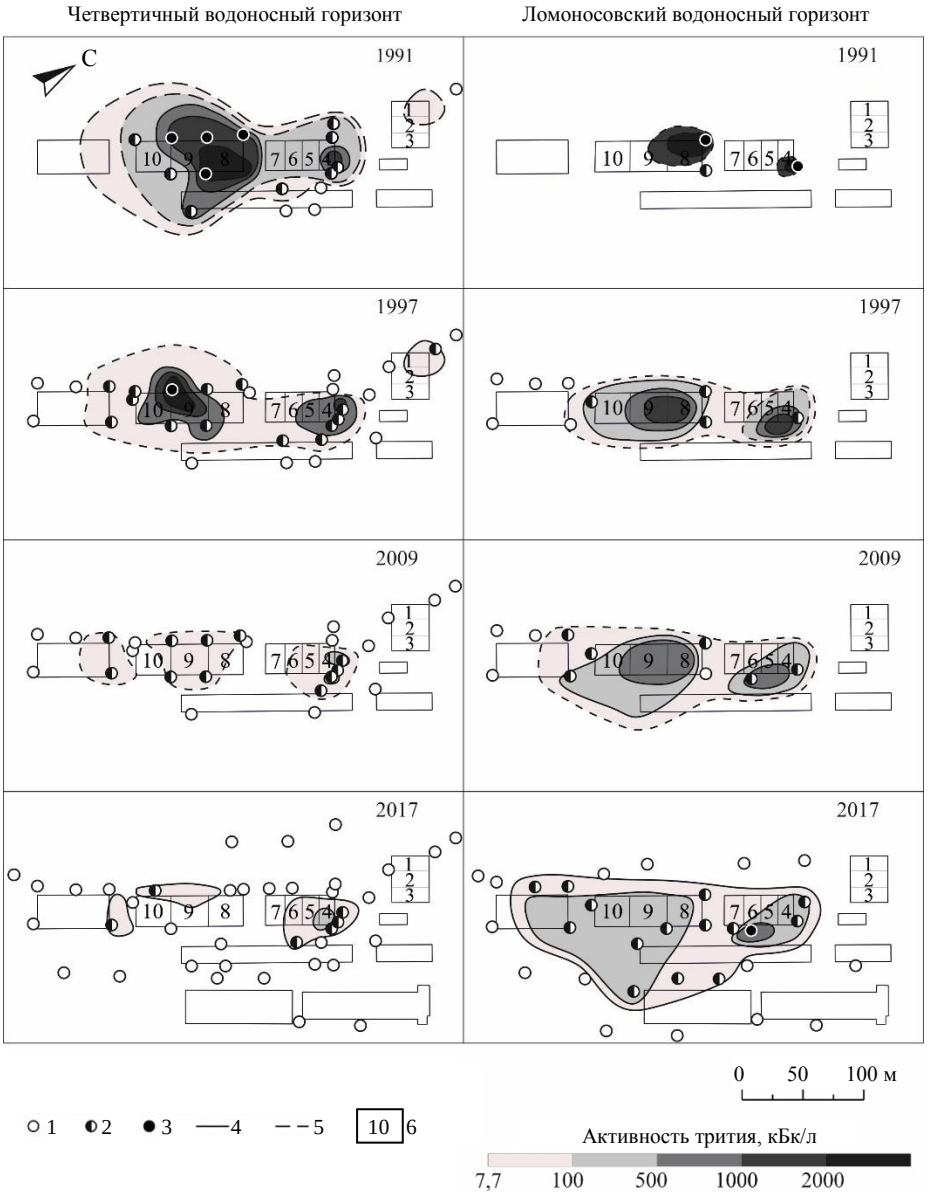



Рис.4. Тритиевый ореол загрязнения подземных вод четвертичного и ломоносовского горизонтов

1-3 – наблюдательные скважины (КНС): 1 – активность трития меньше 7,7 кБк/л; 2 – активность трития от 7,7 до $1 \cdot 10^3$ кБк/л; 3 – активность трития больше $1 \cdot 10^3$ кБк/л; 4 – подтвержденные контуры ореола; 5 – предполагаемые контуры ореола; 6 – хранилище и его номер


Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

DOI: 10.31897/PMI.2022.27

© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

загрязнение стекает в нижний водоносный горизонт. К 2017 г. значения β-активности в четвертичном водоносном горизонте упали на несколько порядков за счет разбавления ореола чистыми подземными водами и атмосферными осадками, а также радиоактивного распада.

Концентрация в подземных водах изотопов одного из наиболее токсичных радиоактивных компонентов – плутония ($^{238}$Pu и $^{239,240}$Pu), – как показывают результаты α-спектрометрических измерений по пяти наблюдательным скважинам, практически во всех пробах составляет сотые и десятые доли Бк/л. Максимальное значение – 0,013 Бк/л – отмечено в одной из ближайших к хранилищу КНС, что на порядок ниже допустимых норм по НРБ-99/2009 (0,6 Бк/л). В каньоне хранилища РАО содержание изотопов плутония тоже примерно в два раза ниже $УВ_В$ по НРБ-99/09.

Непосредственно за западной границей ФГУП «ФЭО» расположен другой ОИАЭ – площадка КПО ЛАЭС, где находятся емкости временного хранения жидких радиоактивных отходов (рис.2). В 1990-е гг. отмечались протечки из них в бетонные поддоны, в которых значения активности радионуклидов в растворах в конце 1980-х гг. достигали $2{,}3\cdot10^4$ Бк/л ($^{60}$Co) – $3\cdot10^4$ Бк/л ($^{137}$Cs) [36]. Из-за старения поддонов и приямков радионуклиды попадают в грунтовые воды. В ряде скважин, расположенных вблизи границы КПО с площадкой ФГУП «ФЭО», объемная β-активность в течение периода измерений неоднократно превышала 3,7 Бк/л, что выше активности подземных вод на соседней площадке ЛАЭС (0,7-1,9 Бк/л). Это приблизительно отвечает природной активности $^{40}$K. В северной части площадки отмечалось локальное загрязнение тритием – до 170-180 Бк/л. Вдоль линии Копорской губы в подземных водах в пределах станции присутствовали повышенные уровни $^{90}$Sr – 0,035-0,57 Бк/л. В последующие годы, по данным службы мониторинга предприятия, радиологические показатели подземных вод α-, β-активность и тритий не превышают 7000 Бк/л [37].

Подводя итог результатам анализа радиационного состояния подземных вод, можно сделать вывод, что наиболее актуальной является проблема возможного загрязнения подземного дренажа площадки ЛАЭС-2 за счет вовлечения в водоотбор радионуклидов в составе сформировавшегося ореола загрязнения в четвертичном и ломоносовском водоносном горизонтах. Надежность прогнозирования повышается за счет детализации процессов загрязнения в непосредственной близости от источника загрязнения для оценки существующих трендов развития данного процесса. Соответствующие прогнозные оценки требуют также привлечения методов математического моделирования.

Данные мониторинга по скважинам на участке размещения хранилищ РАО (рис.4) могут использоваться для определения параметров массопереноса. Так, на рис.5 представлены наиболее характерные индикаторные кривые для трития и β-активности по ближайшим к хранилищу КНС – 7а (четвертичный водоносный горизонт) и 7б (ломоносовский водоносный горизонт). В верхнем водоносном горизонте более высокие уровни загрязнения фиксировались в скважинах в 1989-1995 гг., в нижнем – в 1990-2005 гг. В обоих водоносных горизонтах отмечается отставание пиков β-активности от пиков

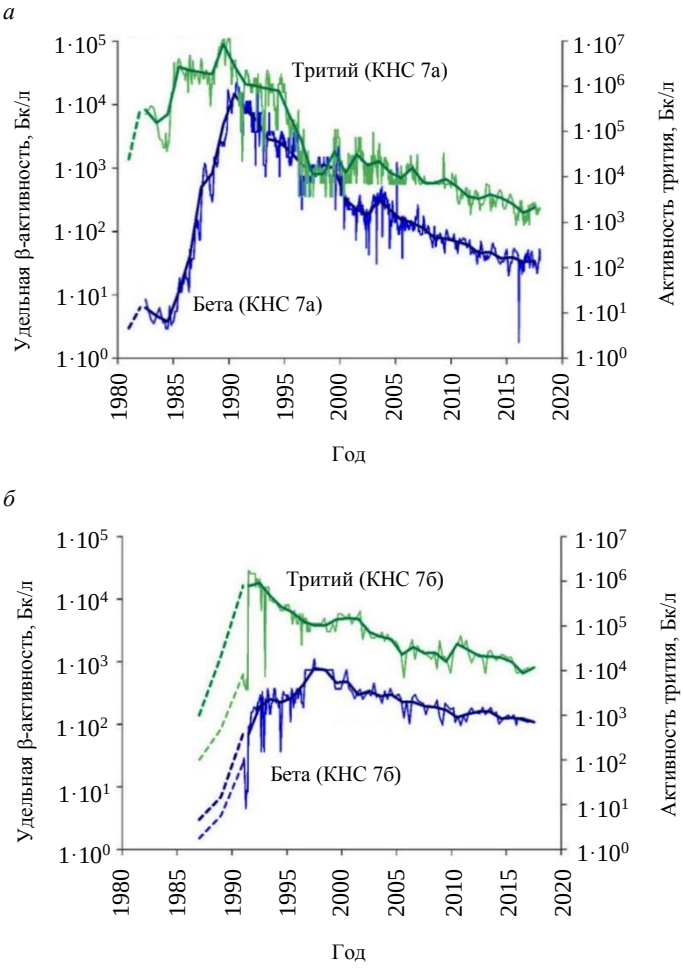



Рис.5. Выходные кривые для трития и β-активности по КНС 7а (*а*) и 7б (*б*) (тонкие линии – квартальные измерения, толстые – среднегодовые)


Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

*Записки Горного института.* 2023. Т. 260. С. 194-211 DOI: 10.31897/PMI.2022.27
© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

трития на несколько лет, что объясняется замедлением сорбирующих β-излучающих радионуклидов (прежде всего $^{90}Sr$) по отношению к инертному тритию.

При интерпретации предполагалось, что утечка радиоактивных растворов началась в 1979 г., всего через несколько лет после их ввода в эксплуатацию, и продолжалась до конца 1980-х гг., т.е. $t_s$ составляет около 10 лет. Расстояние от источника загрязнения до КНС 7а и 7б составляет 12 и 15 м.

В табл.3 представлены результаты расчетов показателей конвективной дисперсии и сорбции. Интерпретация временных лагов пиков активности, измеренной в КНС 7а и 7б (рис.5), дала близкие значения коэффициента замедления $R$, которые использовались в прогнозных оценках.

*Таблица 3*

**Результаты расчета характеристик переноса растворенных веществ методом временных моментов**

| Скважина | Показатель | $t_{max}^{абс}$ *, год | $\mu'_1$, год | $\mu_2$, год | $u$, м/год | $D_L$, м$^2$/год | $\delta_L$**, м | $R$ | $K_d$***, мл/г |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 7а | Тритий | ~1987 | 10,18 | 8,7 | 2,3 | 0,19 | 0,08 | – | – |
| | β-активность | ~1990 | 13,64 | 14,9 | | | | 1,66 | 0,09 |
| 7б | Тритий | ~1991 | 15,34 | 24,6 | 1,4 | 1,66 | 1,18 | – | – |
| | β-активность | ~1999 | 22,34 | 35,2 | | | | 1,58 | 0,08 |

*$t_{max}^{абс}$ – приблизительное время пика концентраций; **$\delta_L = D_L/u$ – параметр микродисперсии; ***в расчете использовались $n = 0{,}3$ и $\rho_b = 2{,}1$ г/см$^3$.

Гидродинамическая модель включает территорию ПЗ (6,85×8,05 км). Внешней границей на западе модельной области служило побережье Финского залива (I род). Восточная граница модельной области задавалась по удаленной гидроизогипсе с абсолютной отметкой +26 м (I род). В качестве южной границы модели принималась р. Воронка (III род). Северная граница модели задавалась по линии тока грунтового водоносного горизонта, проведенной от побережья Финского залива севернее ЛАЭС-1 до гидроизогипсы с абсолютной отметкой +26 м (I род). Верхней ограничивающей поверхностью модели является поверхность рельефа, а за нижнюю границу принималась кровля котлинских глин, которая выступает в качестве регионального водоупора. К внутренним границам модели относятся каналы, ручьи и развитая дренажная сеть предприятий (III род). Также в модели присутствует сбросной канал НИТИ и каналы ЛАЭС (рис.6, *а*). Инфильтрационное питание равномерно распределялось по площади модельной области за исключением некоторых локальных областей, связанных с расположением дренажных сетей.

Гидрогеологический разрез был аппроксимирован восьмью модельными слоями: 1 – соответствует четвертичному водоносному горизонту; 3, 5, 7 – трем водоносным зонам ломоносовского горизонта; 2, 4, 6 – разделяющим их относительным водоупорам; 8 – верхневендскому водоупорному горизонту (рис.6, *б*).

Литологическое строение толщи четвертичных отложений на территории исследований сопровождается сильной неоднородностью как в плане, так и по глубине. Линзы песчаных разностей чередуются со супесчаными и суглинистыми, мощность слоя четвертичных отложений резко не выдержана. На локальных участках в местах палеодолин фиксируется значительный рост мощности до 35 м. Палеорусло может быть заполнено как высокопроницаемыми гравелистыми отложениями, так и слабопроницаемыми супесями и суглинками. Сильная литологическая неоднородность четвертичных пород предопределила широкий диапазон значений коэффициентов фильтрации исследуемой толщи (табл.4).

Для верхней водоносной зоны ломоносовского горизонта точность определения параметров осложняется ограниченной площадью его распространения в пределах площадки, а также гидравлической связью с четвертичным водоносным горизонтом. Для средней водоносной зоны можно наблюдать схожие значения коэффициента фильтрации, что и для верхней. Коэффициенты фильтрации нижней водоносной зоны обладают более низкими значениями, чем верхняя или средняя зоны (табл.4).


*Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0*

DOI: 10.31897/PMI.2022.27

*Записки Горного института.* 2023. Т. 260. С. 194-211

© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

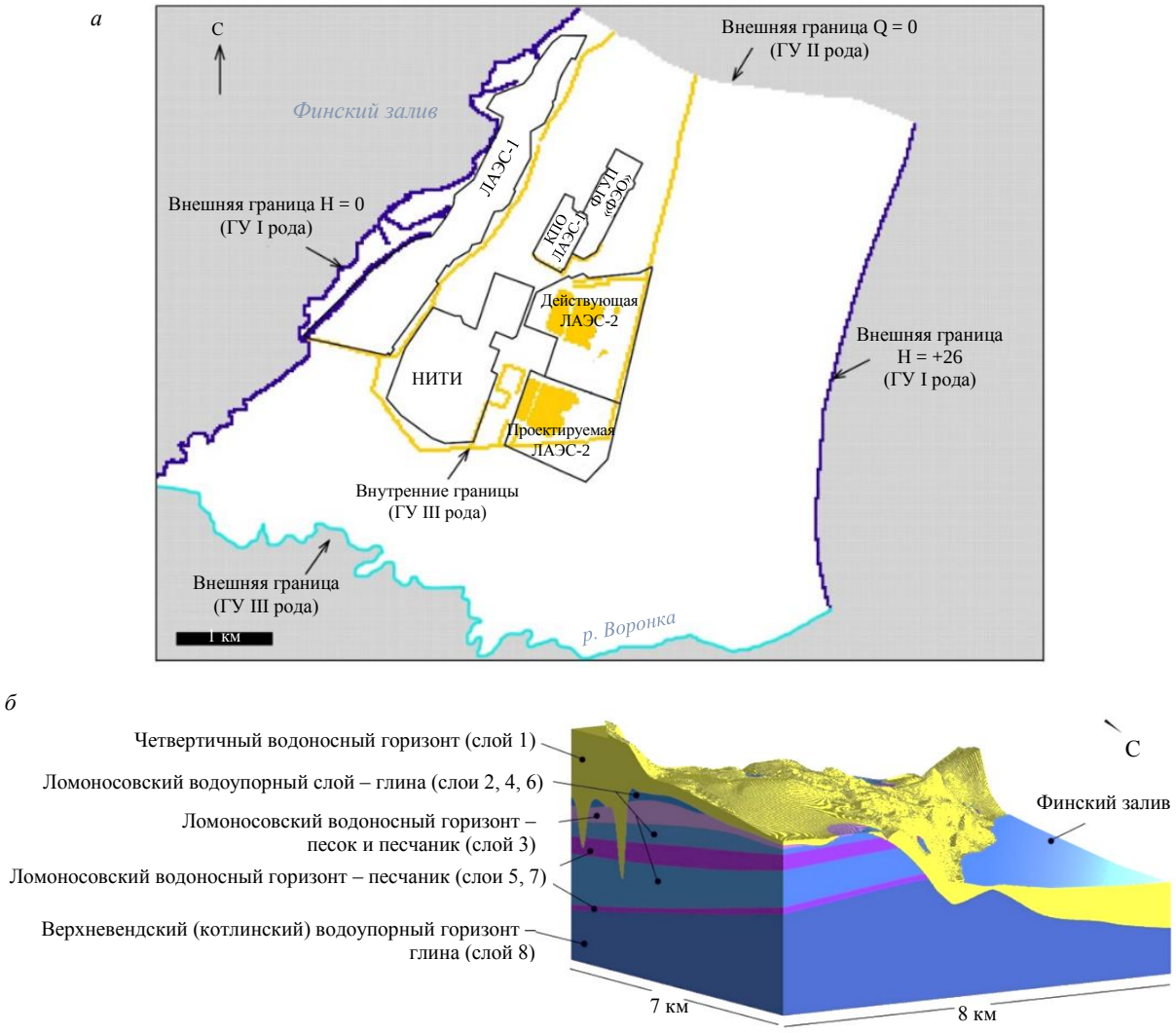



Рис.6. Гидродинамический тип границ модели фильтрации подземных вод (*а*) и ее трехмерный вид (*б*)

*Таблица 4*

**Результирующая таблица коэффициентов фильтрации в модели**

| Тип пород | Коэффициент фильтрации, м/сут |
|---|---|
| Четвертичные отложения | |
| Песок гравелистый, гравийный грунт | 4,1 |
| Песок средне- и крупнозернистый | 0,24 |
| Песок мелкозернистый и пылеватый | 0,1 |
| Супесь | 0,05 |
| Кембрийские отложения | |
| Верхняя водоносная зона (песок, песчаник) | 0,94 |
| Средняя водоносная зона (песчаник) | 0,88 |
| Нижняя водоносная зона (песчаник) | 0,28 |
| Глины | 0,0001 |

Выполненная корреляция между точечными значениями коэффициентов фильтрации по отдельным скважинам и литологическими колонками скважин, описанным по единой литологической шкале для всего массива информации, использовалась для формирования матриц фильтрационной неоднородности модельных слоев. Поскольку целый ряд водоносных слоев выклинивается



Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

*Записки Горного института.* 2023. Т. 260. С. 194-211 DOI: 10.31897/PMI.2022.27
© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

по мере приближения к Финскому заливу, то для имитации их геометрии использовался специальный алгоритм сеточной разбивки. Выклинивание слоев осуществлялось путем задания плановой неоднородности. Таким образом, в одном модельном слое одновременно может находиться несколько литологических разностей с резко различными коэффициентами фильтрации. Окончательные значения коэффициентов фильтрации принимались по результатам калибровки фильтрационной модели (табл.4).

Для оценки степени гидравлической связи между четвертичным горизонтом и тремя зонами ломоносовского водоносного горизонта проанализированы амплитуды колебаний уровней подземных вод до начала строительства первой очереди ЛАЭС-2 по данным режимных наблюдений (табл.5). На качественном уровне можно утверждать (данные по скв.2н и 1н), что гидравлическая связь средней зоны ломоносовского горизонта с верхними горизонтами достаточно хорошая. Связь осуществляется через гидрогеологические окна по осям заложения палеодолин, которые прорезают кембрийские отложения в районе площадки ЛАЭС-2 (рис.2).

*Таблица 5*

**Амплитуды колебаний уровней подземных вод в водоносных горизонтах (2007)**

| Дата | Четвертичный (скв.1н) | | Ломоносовский | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Верхняя зона (скв.2н) | | Средняя зона (скв.3н) | | Нижняя зона (скв.4н) | |
| | Абсолютная отметка, м | Амплитуда, м | Абсолютная отметка, м | Амплитуда, м | Абсолютная отметка, м | Амплитуда, м | Абсолютная отметка, м | Амплитуда, м |
| Апрель | 22,98 | 0,07 | 20,93 | 0,15 | 20,58 | 0,14 | 20,89 | 0,08 |
| | 22,92 | 0,01 | 20,93 | 0,15 | 20,52 | 0,08 | 20,92 | 0,11 |
| Май | 22,96 | 0,05 | 20,95 | 0,17 | 20,60 | 0,16 | 20,88 | 0,07 |
| | 23,09 | 0,18 | 20,95 | 0,17 | 20,71 | 0,27 | 20,85 | 0,04 |
| | 23,06 | 0,15 | 20,96 | 0,18 | 20,52 | 0,08 | 20,84 | 0,03 |
| Июнь | 22,94 | 0,03 | 20,66 | –0,12 | 20,49 | 0,05 | 20,82 | 0,01 |
| | 22,90 | –0,01 | 20,73 | –0,05 | 20,33 | –0,11 | 20,73 | –0,08 |
| | 22,85 | –0,06 | 20,68 | –0,10 | 20,30 | –0,14 | 20,75 | –0,06 |
| Июль | 22,79 | –0,12 | 20,63 | –0,15 | 20,26 | –0,18 | 20,72 | –0,09 |
| | 22,85 | –0,06 | 20,70 | –0,08 | 20,27 | –0,17 | 20,76 | –0,05 |
| | 22,82 | –0,09 | 20,68 | –0,10 | 20,27 | –0,17 | 20,78 | –0,03 |
| Август | 22,66 | –0,25 | 20,54 | –0,24 | 20,24 | –0,20 | 20,75 | –0,06 |
| | 22,51 | –0,40 | 20,40 | –0,38 | 20,13 | –0,31 | 20,72 | –0,09 |
| | 22,84 | –0,07 | 20,74 | –0,04 | 20,26 | –0,18 | 20,78 | –0,03 |
| Сентябрь | 22,92 | 0,01 | 20,79 | 0,01 | 20,48 | 0,04 | 20,81 | 0,00 |
| | 23,02 | 0,11 | 20,86 | 0,08 | 20,51 | 0,07 | 20,81 | 0,00 |
| Октябрь | 22,77 | –0,14 | 20,81 | 0,03 | 20,54 | 0,10 | 20,81 | 0,00 |
| | 23,08 | 0,17 | 20,91 | 0,13 | 20,60 | 0,16 | 20,83 | 0,02 |
| | 23,10 | 0,19 | 20,95 | 0,17 | 20,63 | 0,19 | 20,88 | 0,07 |
| | 23,07 | 0,16 | 20,89 | 0,11 | 20,61 | 0,17 | 20,87 | 0,06 |
| Среднее значение | 22,91 | – | 20,78 | – | 20,44 | – | 20,81 | – |

Поведение уровней подземных вод в нижней зоне ломоносовского горизонта значительно отличается от других слоев (скв.4н). Годовые амплитуды колебаний уровней воды в нижней зоне не превышают 20 см. Таким образом, можно говорить о том, что у нижней зоны ломоносовского горизонта слабая гидравлическая связь с верхними водоносными горизонтами.

Гидравлическая взаимосвязь поверхностных и подземных вод на численной фильтрационной модели контролируется кинетической константой α, которая контролируется коэффициентом фильтрации $k'$ и мощностью $m'$ водоупорного ложа:

$$\alpha = \frac{k'}{m'}. \qquad (5)$$

От кинетической константы α в модели зависит поток $Q_s$ через водоупорное ложе:

$$Q = \frac{wLk'}{m'}\left(h_s - h\right) = \alpha wL\left(h_s - h\right) = C\left(h_s - h\right), \qquad (6)$$


Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

DOI: 10.31897/PMI.2022.27
*Записки Горного института.* 2023. Т. 260. С. 194-211
© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

где $w$ – ширина реки внутри блока, м; $L$ – длина реки внутри блока, м; $h_s$ – уровень воды вреке, м; $h$ – уровень грунтовых вод, м; $C = \alpha wL$ – кондактанс, м$^2$/сут.

Кондактанс $C$ подбирался на модели в процессе калибровки на основе общей геометрии и структуры потока подземных вод, а также по другим косвенным данным: для р. Воронки $C$ = 200 м$^2$/сут; для дренажных канав $C$ = 1000 м$^2$/сут.

Калибровка модели проводилась в стационарной постановке на 2013 г. по данным наблюдений за уровнями подземных вод в 26 скважинах и результатам замеров объема дренажных вод в строительный котлован первой очереди ЛАЭС-2 (табл.6). По результатам калибровки каждый слой принят изотропным по фильтрационным свойствам.

*Таблица 6*

**Результаты калибровки модели**

| Номер скважины | Абсолютная отметка уровня подземных вод, м | | |
|---|---|---|---|
| | Фактическое значение | Расчетное значение | Разница |
| 1 | 19,33 | 18,40 | 0,93 |
| 2 | 18,46 | 18,49 | 0,03 |
| 3 | 16,21 | 15,46 | 0,75 |
| 4 | 16,21 | 15,60 | 0,61 |
| 5 | 16,21 | 15,55 | 0,66 |
| 6 | 19,28 | 19,91 | 0,63 |
| 7 | 18,65 | 18,69 | 0,04 |
| 8 | 16,75 | 16,13 | 2,76 |
| 9 | 19,32 | 19,71 | 0,39 |
| 10 | 17,40 | 16,78 | 0,62 |
| 11 | 18,57 | 18,70 | 0,13 |
| 12 | 18,56 | 18,01 | 0,55 |
| 13 | 18,58 | 18,60 | 0,02 |
| 14 | 16,28 | 16,78 | 0,50 |
| 15 | 20,00 | 20,42 | 0,42 |
| 16 | 14,42 | 14,46 | 0,04 |
| 17 | 17,26 | 17,09 | 0,17 |
| 18 | 17,26 | 16,90 | 0,36 |
| 19 | 16,58 | 16,50 | 0,08 |
| 20 | 18,77 | 18,41 | 0,36 |
| 21 | 5,95 | 6,16 | 0,21 |
| 22 | 18,25 | 17,40 | 0,85 |
| 23 | 15,28 | 15,21 | 0,07 |
| 24 | 15,73 | 16,47 | 0,74 |
| 25 | 16,93 | 16,46 | 0,47 |

| | Расход дренажных вод, м$^3$/сут | |
|---|---|---|
| | Среднемноголетние значения | Расчетное значение |
| Дренажная канава | 600-650 | 577 |

**Обсуждение результатов.** До начала строительных работ и ввода в строй первой очереди ЛАЭС-2 пьезометрическая поверхность подземных вод характеризовалась относительно плавным падением напоров в обоих горизонтах от области питания на востоке к зоне разгрузки вод на западе в Финский залив (рис.7, *а*). Средний градиент напора около 0,01 м/м, в том числе и в пределах площадки ФГУП «ФЭО». Линии тока, характеризующие траектории миграции радионуклидов в районе размещения хранилищ РАО, как следует из результатов моделирования, имеют то же превалирующее направление – с востока на запад (рис.7, *а*). Большая часть потока перехватывается дренажной канавой, расположенной вблизи ЛАЭС-1, другая часть – канавой, проходящей по периметру площадок ФГУП «ФЭО» и КПО ЛАЭС-1.

Моделирование показало, что ввод в эксплуатацию дренажа первой очереди ЛАЭС-2 приводит к формированию в пределах модельной области депрессионной поверхности в водоносных горизонтах (рис.7, *б*). Максимальное понижение в центре депрессионной воронки составляет 10-12 м. Также наблюдается небольшое (десятки сантиметров) снижение уровня подземных вод


Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

*Записки Горного института.* 2023. Т. 260. С. 194-211 DOI: 10.31897/PMI.2022.27
© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

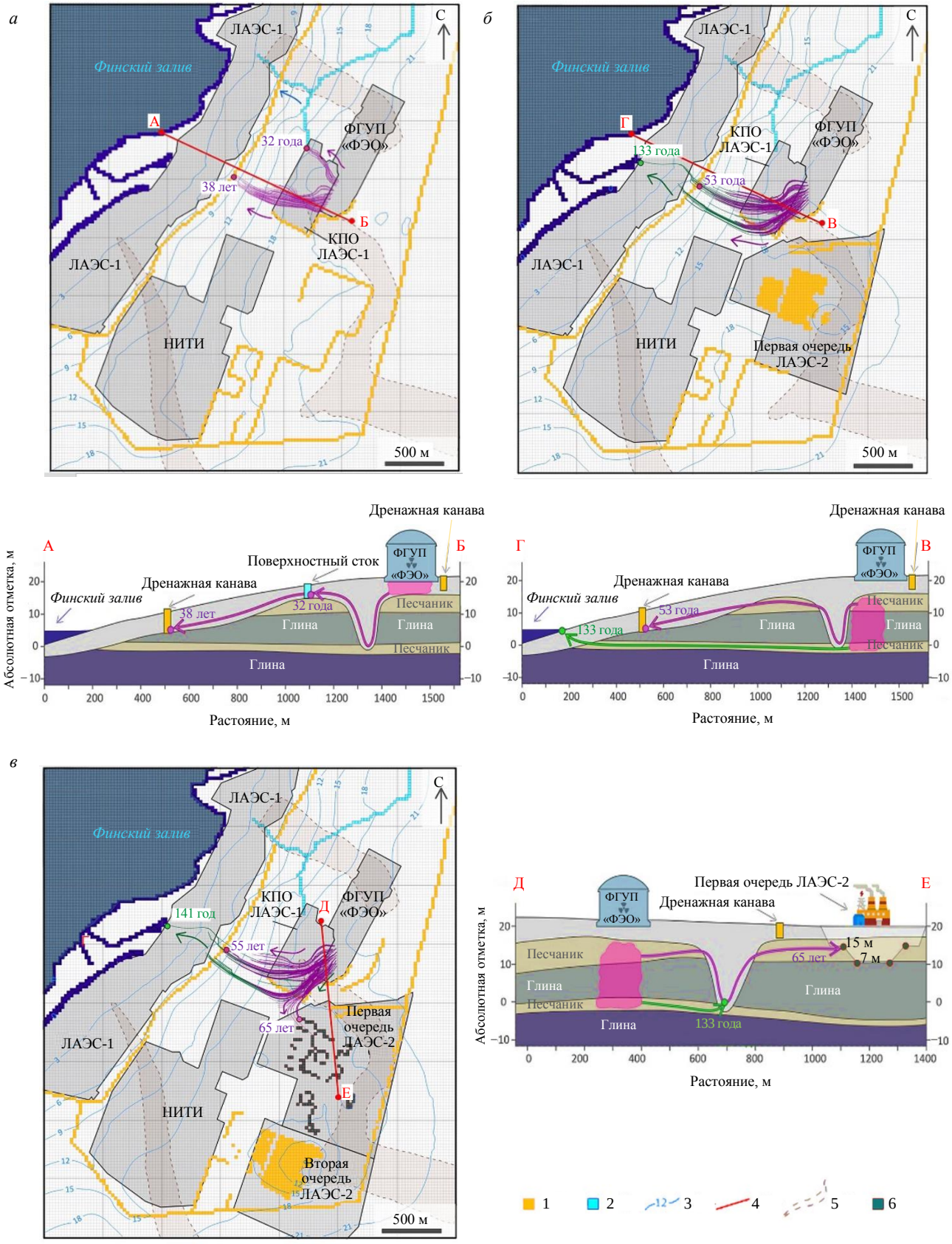



Рис.7. Структура фильтрационного потока с элементами сетки движения подземных вод в плане и разрезе:
*а* – естественный режим (до начала строительства ЛАЭС-2; *б* – после ввода первой очереди; *в* – после ввода второй очереди)

1 – дрены; 2 – поверхностный водоток; 3 – гидроизогипсы первого от поверхности водоносного горизонта; 4 – линия разреза;
5 – проекция палеодолины на поверхность; 6 – дренажная система первой очереди ЛАЭС-2.
Зеленым цветом отмечены пути миграции в нижнем ломоносовском горизонте, фиолетовым – в среднем ломоносовском
и четвертичном горизонтах



*Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0*

на южной границе площадки ФГУП «ФЭО». Происходящие изменения в подземной гидродинамике заметно влияют на структуру потока вблизи хранилища РАО (рис.7, *б*). Однако между двумя площадками по-прежнему сохраняется водораздел, поэтому основным направлением движения загрязненных подземных вод остается северо-западное направление – в сторону Финского залива.

Дренаж второй очереди ЛАЭС-2 приводит к дополнительной «деформации» сетки движения подземных вод: наблюдается «ответвление» части модельных линий тока от генерального северо-западного направления (рис.7, *в*). Прогнозные расчеты показывают, что условно нейтральный компонент в составе ореола загрязнения в этом случае достигнет дренажной системы ЛАЭС-2. На это требуется примерно 65 лет, что несколько больше проектного срока эксплуатации АЭС (60 лет).

Как видно на разрезах (рис.7), структура потока подземных вод во многом контролируется наличием палеодолин, выполняющих функцию «литологических окон», обеспечивая связь водоносных горизонтов. Радионуклиды, присутствующие в четвертичном водоносном горизонте, мигрируют через одно из этих «окон» вглубь водоносной толщи, поэтому ломоносовский водоносный горизонт становится основным транспортером радиоактивного загрязнения (разрез Д-Е на рис.7, *в*). Естественно, что данный эффект увеличивает время миграции компонентов из-за роста протяженности путей миграции.

Растворенные $^{90}$Sr и $^{137}$Cs, в отличие от инертного трассера, подвергаются сорбции и удерживаются грунтами. Если в расчетах учесть фактор сорбционной задержки, который был определен по данным мониторинга на площадке ФГУП «ФОЭ» и составил $R$ = 1,58-1,66, то можно с уверенностью сказать, что эти радионуклиды должны двигаться в полтора раза медленнее, т.е. для $^{90}$Sr и $^{137}$Cs характерное время нахождения в водоносных горизонтах составит около 100 лет.

**Заключение.** Для обеспечения безопасного строительства и эксплуатации АЭС необходимо оценивать воздействие на окружающую среду. Проведен анализ радионуклидного состава подземных вод и возможных путей их миграции в пределах территории расположения действующих и проектируемых ОИАЭ в ПЗ при изменении гидродинамических условий.

Детальные радиохимические исследования состава подземных в пределах существующих площадок размещения различных ОИАЭ и между этими площадками показали отсутствие значимого радиоактивного загрязнения подземных вод. Содержания контролируемых радионуклидов (тритий, $^{90}$Sr, $^{137}$Cs) находятся на уровне фоновых активностей (за исключением трития) или превышают эти значения не более чем в 2-3 раза, что несущественно с точки зрения действующих нормативов качества (НРБ-99/2009). Исключение составляет участок загрязнения подземных вод, связанный с утечками радиоактивных растворов из хранилищ РАО ФГУП «ФЭО» (1970-1990). Также анализ данных мониторинга на этом участке позволил оценить примерные скорости миграции трития с потоком подземных вод в естественных условиях ($u$ = 1,4-2,3 м/год) и параметры сорбционной задержки продуктов деления ($R$ = 1,58-1,66).

Для прогнозирования возможного влияния сформировавшегося ореола загрязнения на качество подземных вод, отбираемых системой дренажа проектируемой ЛАЭС-2, была разработана гидрогеологическая модель ПЗ. Ее обоснование потребовало обобщения всего объема инженерных изысканий на объекте более, чем за 50-летний период. База данных, положенная в основу модели, включает более 1500 геологических колонок скважин, десятки опытно-фильтрационных опробований скважин, а также продолжительные ряды наблюдений за радиационным состоянием подземных вод. Созданная модель позволила в деталях проанализировать воздействие нового объекта (ЛАЭС-2) на изменение гидрогеологических условий территории. Получено доказательство определяющей роли изменчивости литологии пород в характере гидродинамической связи водоносных горизонтов на локальных участках, которое потребовало привлечения данных радиационного мониторинга подземных вод, что является новым элементом в развитии представлений о гидрогеологических условиях территории исследования.

Результаты моделирования показали, что депрессионная воронка, сформировавшаяся при эксплуатации дренажной системы ЛАЭС-2, достигает южной границы площадки размещения хранилищ РАО ФГУП «ФЭО», где фиксируется техногенный ореол загрязнения подземных вод. Таким образом, меняется направление миграции растворенных радионуклидов, что подтверждается деформацией структуры сетки движения подземных вод, построенной по результатам


Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0

© В.А.Ерзова, В.Г.Румынин, А.М.Никуленков, К.В.Владимиров, С.М.Судариков, М.В.Вилькина, 2023

моделирования. Прогнозные расчеты в рамках концепции конвективного переноса (с учетом экспериментально определенного фактора сорбционной задержки) показали, что существующий радиоактивный ореол, представленный относительно долгоживущими изотопами стронция и цезия ($^{90}$Sr и $^{137}$Cs), будет мигрировать в направлении ЛАЭ-2 в течение примерно 100 лет прежде, чем радиоактивно загрязненные воды станут частью вод дренажной системы станции. Риск выхода радионуклидов в биосферу за планируемый 60-летний период эксплуатации АЭС является незначительным.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Groundwater contamination (tritium) at nuclear plants. Report Associated with Events. URL: https://www.nrc.gov/reactors/operating/ops-experience/grndwtr-contam-tritium.html (дата обращения 20.12.2021).

2. Implementation of new nuclear power plant units, at the Paks site. URL: https://www.paks2.hu/documents/20124/60835/Chapter+1-8.pdf/24ebe701-777f-d79d-47d9-12cf2994a3d0 (дата обращения 20.12.2021).

3. *Jakimavičiūtė-Maselienė V., Cidzikienė V.* Modelling of tritium transport in the underground water from hypothetical reactor at the new NPP site in Lithuania // Progress in Nuclear Energy. 2015. Vol. 80. P. 1-6. DOI: 10.1016/j.pnucene.2014.11.018

4. *Пашкевич М.А., Петрова Т.А.* Создание системы производственного экологического мониторинга на предприятиях по добыче и транспортировке углеводородов Западной Сибири // Записки Горного института. 2016. Т. 221. С. 737-741.

5. *Golovina E.I., Grebneva A.V.* Some Aspects of Groundwater Resources Management in Transboundary Areas // Journal of Ecological Engineering. 2021. Vol. 22. № 4. P. 106-118. DOI: 10.12911/22998993/134037

6. *Nureev R.R., Pashkevich M.A., Isakov A.E.* Assessment of the technogenic impact of the korkinsky coal mine // Proceedings Of The International Forum-Contest of Young Researchers,18-20 April 2018, St. Petersburg, Russia. Topical Issues of Rational Use of Natural Resources, 2019. P. 371-377.

7. *Ерзова В.А., Румынин В.Г., Судариков С.М. и др.* О воздействии объектов северо-западного атомно-промышленного комплекса на загрязнение подземных вод (Ленинградская область) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2021. Т. 332. № 9. С. 30-42. DOI: 10.18799/24131830/2021/9/3351

8. Крышев И.И., Пахомов А.Ю., Брыкин С.Н. и др. Оценка и прогнозирование радиационно-экологического воздействия хранилищ радиоактивных отходов Ленинградского отделения филиала «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «РосРАО» // Известия высших учебных заведений. Ядерная энергетика. 2012. № 3. С. 44-52.

9. *Rumynin V.G., Vladimirov K.V., Nikulenkov A.M. et al.* The status and trends in radioactive contamination of groundwater at a LLW-ILW storage facility site near Sosnovy Bor (Leningrad region, Russia) // Journal of Environmental Radioactivity. 2021. Vol. 237. № 106707. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2021.106707

10. Нововоронежская АЭС: опыт использования данных объектного мониторинга состояния недр и математического моделирования для оценки воздействия на грунтовые и поверхностные воды. Атомная энергия. URL: http://www.atomic-energy.ru/articles/2014/09/29/51806 (дата обращения 20.12.2021).

11. *Moench A.F.* Flow to a well of finite diameter in a homogeneous, anisotropic water table aquifer // Water Resources Research. 1997. Vol. 33. Iss. 6. P. 1397-1407. DOI: 10.1029/97WR00651

12. *Neuman S.P.* Analysis of pumping test data from anisotropic unconfined aquifers considering delayed gravity response // Water Resources Research. 1975. Vol. 11. Iss. 2. P. 329-345. DOI: 10.1029/WR011I002P00329

13. *Hantush M.S.* Flow to wells in aquifers separated by a semipervious layer // Journal of Geophysical Research. 1967. Vol. 72. Iss. 6. P. 1709-1720. DOI: 10.1029/JZ072i006p01709

14. *Javandel I., Witherspoon P.A.* Analytical solution of a partially penetrating well in a two-layer aquifer // Water Resources Research. 1983. Vol. 19. Iss. 2. P. 567-578. DOI: 10.1029/WR019I002P00567

15. *Cooper H.H., Bredehoeft J.D., Papadopulos I.S.* Response of a finite diameter well to an instantaneous charge of water // Water Resources Research. 1967. Vol. 3. Iss. 1. P. 263-269. DOI: 10.1029/WR003i001p00263

16. ANSDIMAT – software for analytical modelling of groundwater wells. URL: http://ansdimat.com/ru/ (дата обращения 20.12.2021).

17. *Das B.S., Kluitenberg G.J.* Moment analysis to estimate degradation rate constants from leaching experiments // Soil Science Society of America Journal. 1996. Vol. 60. Iss. 6. P. 1724-1731. DOI: 10.2136/SSSAJ1996.03615995006000060017X

18. *Espinoza C., Valocchi A.J.* Temporal moments analysis of transport in chemically heterogeneous porous media // Journal of Hydrologic Engineering. 1998. Vol. 3. Iss. 4. P. 276-284. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(1998)3:4(276)

19. *Goltz M., Huang J.* Analytical Modeling of Solute Transport in Groundwater. New Jersey: John Wiley & Sons, 2017. 272 p. DOI: 10.1002/9781119300281

20. *Goltz M.N., Roberts P.V.* Using the method of moments to analyze three-dimensional diffusion-limited solute transport from temporal and spatial perspectives // Water Resources Research. 1987. Vol. 23. Iss. 8. P. 1575-1585. DOI: 10.1029/WR023i008p01575

21. *Valocchi A.J.* Validity of the local equilibrium assumption for modeling sorbing solute transport through homogenous soils // Water Resources Research. 1985. Vol. 21. Iss. 6. P. 808-820. DOI: 10.1029/WR021I006P00808

22. *Young D.F., Ball W.P.* Column experimental design requirements for estimating model parameters from temporal moments under nonequilibrium conditions // Advanced Water Resources. 2000. Vol. 23. Iss. 5. P. 449-460. DOI: 10.1016/S0309-1708(99)00047-0

23. *Yu C., Warrick A.W., Conklin M.H.* A moment method for analyzing breakthrough curves of step inputs // Water Resources Research. 1999. Vol. 35. Iss. 11. P. 3567-3572. DOI: 10.1029/2000WR900322

24. *Pang L., Goltz M., Close M.* Application of the method of temporal moments to interpret solute transport with sorption and degradation // Journal of Contaminant Hydrology. 2003. Vol. 60. Iss. 1-2. P. 123-134. DOI: 10.1016/S0169-7722(02)00061-X


*Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0*

25. *Fioreze M., Mancuso M.A.* MODFLOW and MODPATH for hydrodynamic simulation of porous media in horizontal subsurface flow constructed wetlands: A tool for design criteria // Ecological Engineering. 2019. Vol. 130. P. 45-52. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.01.012

26. *Антонов В.В., Устюгов Д.Л.* Проблемы создания постоянно действующих математических моделей крупных регионов // Записки Горного института. 2003. Т. 153. С. 115-116.

27. *Harbaugh A.W.* MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular ground-water model – the Ground-Water Flow Process // Techniques and Methods. 2005. 253 p. DOI: 10.3133/tm6A16

28. *Hughes J.D., Russcher M.J., Langevin Ch.D. et al.* The MODFLOW Application Programming Interface for simulation control and software interoperability // Environmental Modelling & Software. 2022. Vol. 148. № 105257. DOI: 10.1016/j.envsoft.2021.105257

29. *Pollock D.W.* User guide for MODPATH version 7 – A particle-tracking model for MODFLOW // Open-File Report: U.S. Geological Survey. 2016. 35 p. DOI: 10.3133/ofr20161086

30. *Pietrzak D.* Modeling migration of organic pollutants in groundwater – Review of available software // Environmental Modelling & Software. 2021. Vol. 144. № 105145. DOI: 10.1016/j.envsoft.2021.105145

31. *Li L., Boucher A., Caers J.* SGEMS-UQ: An uncertainty quantification toolkit for SGEMS // Computers & Geosciences. 2014. Vol. 62. P. 12-24. DOI: 10.1016/j.cageo.2013.09.009

32. *Remy N., Boucher A., Wu J.* Applied Geostatistics with SGeMS: A User's Guide. Cambridge: Cambridge University Press, 2009. 98 p. DOI: 10.1017/CBO9781139150019

33. *Dashko R.E., Lebedeva Y.A.* Improving approaches to estimating hydrogeological investigations as a part of engineering survey in megacities: case study of St. Petersburg // Water Resources. 2017. Vol. 44. Iss. 7. P. 875-885. DOI: 10.1134/S009780781707003X

34. *Protosenya A.G., Lebedev M.O., Karasev M.A., Belyakov N.A.* Geomechanics of low-subsidence construction during the development of underground space in large cities and megalopolises // Journal of Mechanical and Production Engineering Research and Development. 2019. Vol. 9. Iss. 5. P. 1005-1014. DOI: 10.24247/ijmperdoct201989

35. *Дашко Р.Э., Лохматиков Г.А.* Верхнекотлинские глины Санкт-Петербургского региона как основание и среда уникальных сооружений: инженерно-геологический и геотехнический анализ // Записки Горного института. 2022. С. 1-11 (Online first). DOI: 10.31897/PMI.2022.13

36. *Румынин В.Г., Панкина Е.Б., Якушев М.Ф. и др.* Оценка воздействия атомно-промышленного комплекса на подземные воды и смежные природные объекты (г. Сосновый Бор Ленинградской области). СПб: Изд-во Санкт-Петербургского университета, 2003. 248 с.

37. ЕГАСМРО. URL: http://egasmro.ru/ru/data (дата обращения 20.12.2021).

***Авторы*: В.А.Ерзова,** *аспирант, младший научный сотрудник, Erzova.spmu@yandex.ru, https://orcid.org/0000-0001-7415-7148* (*Санкт-Петербургский горный университет, Санкт-Петербург, Россия*; *Санкт-Петербургское отделение Института геоэкологии им. Е.М.Сергеева РАН, Санкт-Петербург, Россия*), **В.Г.Румынин,** *д-р геол.-минерал. наук, чл.-кор. РАН, директор, профессор, https://orcid.org/0000-0002-3928-0228* (*Санкт-Петербургское отделение Института геоэкологии им. Е.М.Сергеева РАН, Санкт-Петербург, Россия*; *Санкт-Петербургский государственный университет, Институт наук о Земле, Санкт-Петербург, Россия*), **А.М.Никуленков,** *канд. геол.-минерал. наук, ведущий научный сотрудник, заведующий лабораторией, https://orcid.org/0000-0001-5498-076X* (*Санкт-Петербургское отделение Института геоэкологии им. Е.М.Сергеева РАН, Санкт-Петербург, Россия*; *Санкт-Петербургский государственный университет, Институт наук о Земле, Санкт-Петербург, Россия*), **К.В.Владимиров,** *младший научный сотрудник, https://orcid.org/0000-0002-9325-8953* (*Санкт-Петербургское отделение Института геоэкологии им. Е.М.Сергеева РАН, Санкт-Петербург, Россия*), **С.М.Судариков,** *д-р геол.-минерал. наук, профессор, https://orcid.org/0000-0002-3692-5692* (*Санкт-Петербургский горный университет, Санкт-Петербург, Россия*), **М.В.Вилькина,** младший научный сотрудник, *https://orcid.org/0000-0003-3687-7069* (*Санкт-Петербургское отделение Института геоэкологии им. Е.М.Сергеева РАН, Санкт-Петербург, Россия*).

*Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.*



*Статья опубликована в открытом доступе по лицензии CC BY 4.0*