

УДК 628.388:628.4.047

**П.В. Амосов, Н.В. Новожилова**

**АНАЛИЗ АЛЬТЕРНАТИВНЫХ СЦЕНАРИЕВ  
ЭВОЛЮЦИИ ПОДЗЕМНОГО ОБЪЕКТА  
ДОЛГОВРЕМЕННОГО ХРАНЕНИЯ/ЗАХОРОНЕНИЯ  
РАДИАЦИОННО-ОПАСНЫХ МАТЕРИАЛОВ В ОЦЕНКЕ  
ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ**

*Дан анализ экологического риска (безопасности) для подземного объекта долговременного хранения/захоронения радиационно-опасных материалов в частности, некоторых категорий радиоактивных отходов и отдельных видов отработавшего ядерного топлива. Предложено размещение объекта в кристаллических породах Кольского полуострова для обеспечения гарантированного уровня безопасности.*

*Ключевые слова:* радиационно-опасные материалы, эволюция подземного объекта, экологическая безопасность.

**Семинар № 8**

**В** соответствие с типичной функциональной схемой анализа экологического риска (безопасности) для потенциально опасного объекта необходимо иметь представление о концентрации того или иного загрязнителя в окружающей среде (например, подземные воды) [1]. Знание уровня радиоактивного загрязнения подземных вод позволяет выйти через соответствующие биосферные модели (в простейшем случае, например, потребление загрязненной питьевой воды) на величину мощности эквивалентной дозы для населения. Объектом настоящего исследования является подземный объект долговременного хранения/захоронения радиационно-опасных материалов, в частности, некоторых категорий радиоактивных отходов и отдельных видов отработавшего ядерного топлива, которое по ряду причин не может быть вывезено из северо-западного региона России [2, 3]. Указанный объект предлагается разместить в

кристаллических породах Кольского полуострова с целью использования специфических свойств стабильных геологических формаций для обеспечения гарантированного уровня безопасности.

Нормативные документы МАГАТЭ и России требуют для радиационно-опасных объектов проанализировать, как сценарий нормальной эволюции объектов, так и вероятностные (альтернативные) сценарии. Сценарий нормальной эволюции (СНЭ) объекта с его характеристиками, представленными в работе [2], анализировался авторами на предыдущем этапе исследований [4, 5]. В данной работе описываются некоторые результаты анализа, имеющие отношение к вероятностным (альтернативным) сценариям эволюции объекта. Из всего многообразия альтернативных сценариев [6, 7] нами рассмотрено лишь три сценария, которые выбраны из сравнительного анализа перечня событий, явлений и факторов природного и

техногенного происхождения и физико-химических процессов:

- из перечня природных событий, явлений и факторов это факторы, обусловленные водным режимом объекта, а именно – потоки подземных вод;
- из перечня процессов и событий, обусловленных деятельностью человека это ошибка проектирования в выборе констант параметров модели и использование подземных вод.

Предметом описываемых исследований являлись следующие альтернативные сценарии: № 1 – наличие конвективного потока подземных вод через инженерные барьеры объекта; № 2 – ошибка в определении сорбционных свойств радионуклидов на материалах инженерных барьеров и вмещающего массива; № 3 – наличие скважины откачки, располагаемой в направлении наиболее опасного распространения загрязнения.

Для прогнозной оценки уровня загрязнения подземных вод в результате потенциального высвобождения радиоактивности из объекта используется простой методический подход.

На 1-м этапе определяем максимальное значение концентрации какого-либо радионуклида на границе раздела ближнего и дальнего полей объекта –  $C_{\max}$ . Для этого с использованием компьютерного кода PORFLOW [8] выполняем численное моделированием основных физико-химических процессов в ближнем поле объекта. Достаточно очевидно, что сценарии № 1 и № 2 позволяют отследить возможное изменение (по сравнению со СНЭ объекта) именно этого параметра. Кроме того, в сценарии № 1 имеется возможность выполнить анализ защитных свойств ос-

новного инженерного барьера – бетона – поведение коэффициента снижения концентрации при конкретной толщине барьера.

На 2-м этапе посредством построения цифровых гидрогеологических моделей потенциальных площа-док размещения радиационно-опасных объектов с использованием компьютерного кода AQUA3D [9] получаем так называемый фактор разбавления  $F_D$ . Указанный параметр определяется следующим образом -  $F_D = C(x, y, z, t) / C_0$ , где  $C_0$  - постоянное значение концентрации пассивного стабильного трассера на границе раздела ближнего и дальнего полей объекта, задаваемое программно. Таким образом, параметр фактора разбавления является консервативным (в запас) количественным показателем загрязнения дальнего поля объекта. Вариация фактора разбавления (опять же по сравнению со СНЭ объекта) определяется в сценарии №3.

Таким образом, знание параметров  $C_{\max}$  и  $F_D(x, y, z, t)$  посредством операции умножения дает консервативную величину радиоактивного загрязнения подземных вод тем или иным радионуклидом.

*Конвективный поток подземных вод через инженерные барьеры объекта.* В этом сценарии рассмотрен тот же набор радионуклидов ( $^{129}I$ ,  $^{90}Tc$ ,  $^{79}Se$ ,  $^{239,240}Pu$ ,  $^{59}Ni$ ,  $^{94}Nb$ ), что и в СНЭ объекта [5]. Проанализированы результаты расчетов при фиксированном наборе ряда гидродинамических параметров ближнего и дальнего полей (пористость, плотность, коэффициенты гидравлической проводимости и др.) и последовательности расположения инженерных барьеров

(бетон + бентонит). При этом были проварированы с учетом объективного физического смысла следующие величины и условия:

1) гидравлический градиент (три значения, которые соответствуют величинам этого параметра для площадки Сайда губа ( $i_1 = 0,006$  м/м) и для площадки Дальние Зеленцы с учетом принципа вариативности размещения объекта ( $i_2 = 0,010$  м/м и  $i_3 = 0,034$  м/м));

2) толщина инженерных барьеров (шесть значений при шаге дискретности 0,5 м);

3) постоянная толщина либо нарушенной зоны массива (НЗМ), либо системы инженерных барьеров.

Таким образом, для каждого из 7 радионуклидов выполнено (а результаты проанализированы) по 36 численных экспериментов, выходные параметры которых различаются как пространственным распределением потока подземных вод (фактор достижения стационарности скоростных полей), так и пространственно-временным распределением радиоактивного загрязнения. В качестве примера на рис. 1 представлены скоростные поля в случае минимального значения гидравлического градиента для различных толщин системы инженерных барьеров и модели постоянной толщины анализируемой системы.

Пространственное распределение изотопа  $^{129}I$  во вмещающем массиве для той же самой системы инженерных барьеров, как и на рис. 1, но при максимальной значении гидравлического градиента и различной толщине только 1-го барьера представлено на рис. 2.

Основные выводы, которые следуют из анализа результатов описанных численных экспериментов следующие:

- наличие конвективного потока подземных вод через радиационно-

опасный объект делает этот объект, несомненно, более опасным в отношении потенциального загрязнения окружающей среды;

- из рассмотренного списка радионуклидов в задаче оценки экологической безопасности объекта основное внимание следует уделить двум радионуклидам –  $^{129}I$  и  $^{79}Se$ . При этом для рассмотренных сценарных условий на границе раздела ближнего и дальнего полей объекта максимальные уровни концентрации для изотопа  $^{129}I$  прогнозируются выше значения уровня вмешательства на порядок, а для изотопа  $^{79}Se$  – практически на 2 порядка;

- для указанных изотопов основным инженерным барьером выступают материалы на цементной основе (в рассмотренном случае – бетон);

- конвективный поток через рассмотренные инженерные барьеры вызывает заметное уменьшение коэффициента снижения концентрации всех радионуклидов в бетоне;

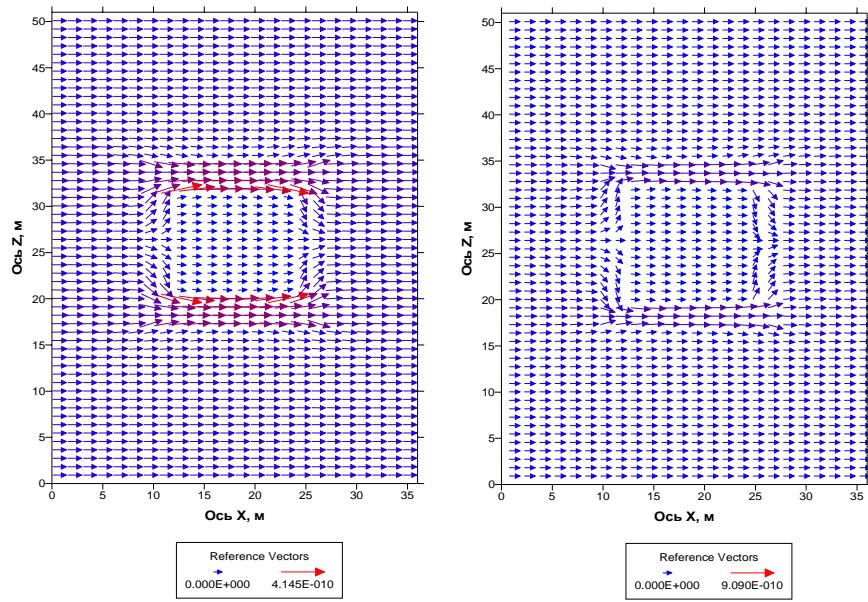
- рост гидравлического градиента также приводит к уменьшению коэффициентов снижения концентрации радионуклидов, что прекрасно иллюстрируется поведением кривых на рис. 3.

Для рассмотренного интервала гидравлического градиента в табличном и графическом виде получены диапазоны потенциального изменения значений максимальных концентраций  $C_{\max}$ .

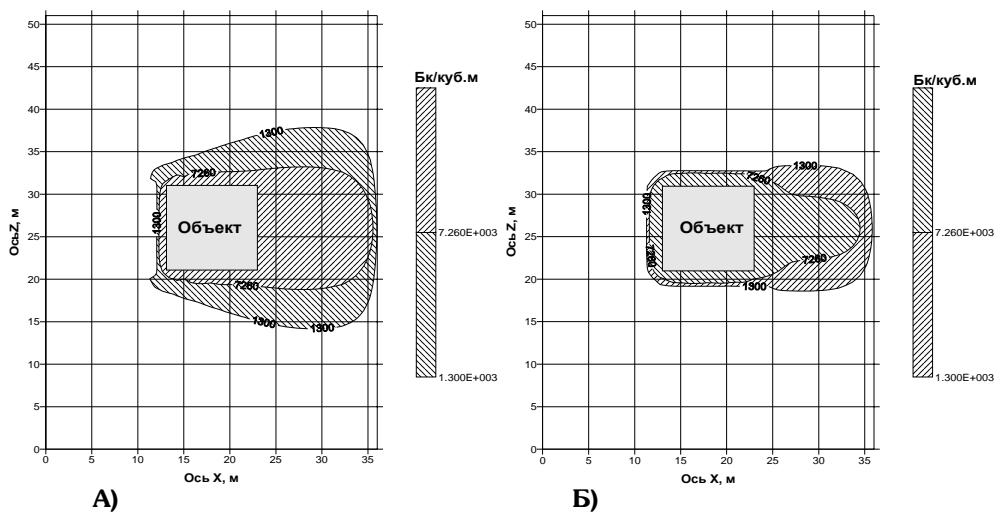
*Ошибка в определении сорбционных свойств радионуклидов на материалах инженерных барьеров и вмещающего массива.*

В этом сценарии, оставаясь на тех же методических принципах, что и в СНЭ объекта [5], была проанализирована ситуация, когда в отношении

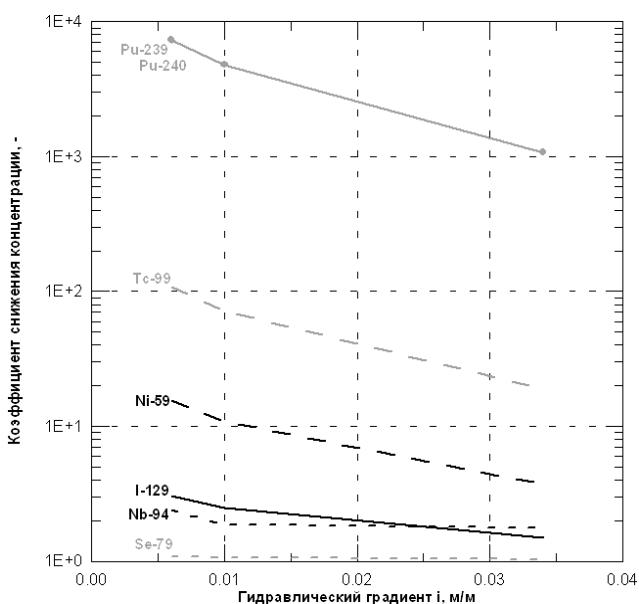
$^{79}\text{Se}$  имеет место ошибка в определении его коэффициента распределения.



**Рис. 1. Поле скорости в случае минимального гидравлического градиента в модели постоянной толщины системы инженерных барьеров для условий: А) бетон 0,5 м и Б) бетон 0,5 м + бентонит 0,5 м**



**Рис. 2. Пространственное распределение концентрации  $^{129}I$  при максимальном гидравлическом градиенте в модели постоянной толщины НЗМ для условий: А) бетон 0,5 м и Б) бетон 1,5 м**



**Рис. 3. Зависимость коэффициентов снижения концентрации радионуклидов при метровом слое бетона для модели постоянной толщины ближней зоны от величины гидравлического градиента**

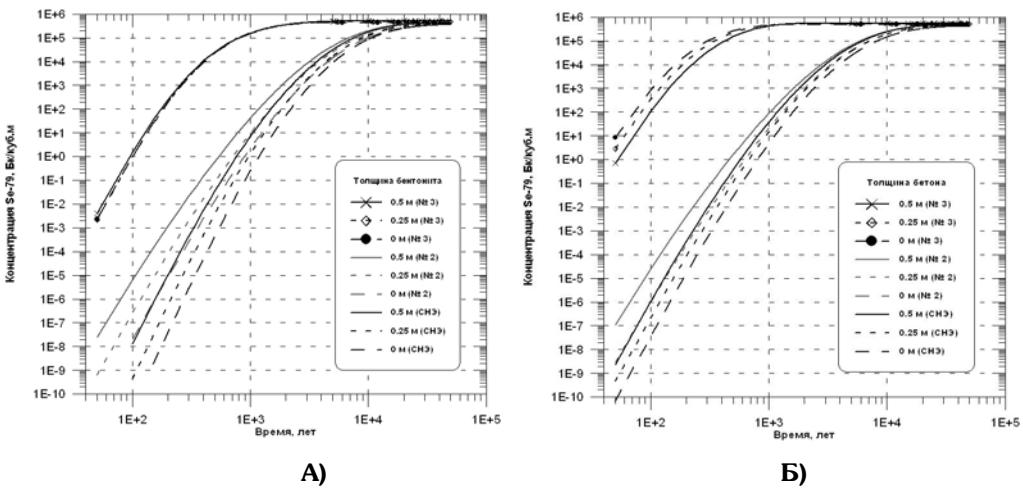
Поскольку для бентонита этот изотоп уже был несорбирующимся, то с позиций консервативности в оценке безопасности объекта и перебора всех возможных вариантов были рассмотрены две ситуации, когда имеет место ошибка указанного параметра: 1) на бетоне и 2) на вмещающем массиве. Как и в СНЭ, для объекта был выполнен анализ результатов моделируемых ситуаций (пространственное и временное распределение концентраций). Например, рис. 4 дает представление о влиянии возможной ошибки на динамику максимальной концентрации анализируемого изотопа.

С учетом используемой в работе методологии оценки экологической безопасности подземных радиацион-

но-опасных объектов (модель потребления загрязненной питьевой воды) анализ максимальных значений концентраций позволил констатировать следующее:

- ошибка в определении коэффициента распределения анализируемого изотопа в цементном материале (бетон) практически не вызывает изменения прогнозируемой в СНЭ объекта мощности дозы, как по численному значению, так и во времени;
- более опасной представляется ситуация, связанная с ошибкой в определении миграционных параметров изотопа во вмещающем массиве. Во-первых, при этом прогнозируется существенное сокращение времени, в течение которого радиоактивность способна достичь биосферы. Во-вторых, расчетные значения мощности дозы для изотопа  $^{79}\text{Se}$  в соответствии с уровнем анализируемой концентрации увеличиваются почти на треть (максимально), по сравнению с прогнозируемой мощностью дозы для этого изотопа в СНЭ объекта.

*Сценарий наличия скважины откачки, расположенной в направлении наиболее опасного распространения радиоактивного загрязнения. Исследования этого сценария являются естественным продолжением работ, является северо-восточное направление. Местонахождение скважины определено на расстоянии примерно 150 м от проекции центра объекта на*



**Рис. 4. Динамика концентрации  $^{79}\text{Se}$  в схеме постоянной толщины ближней зоны на выходе из нее при толщине первого барьера 1,00 м: (А) – бетон + бентонит и Б) – бентонит + бетон)**

поверхность. Заметим, что скважина откачки в данной ситуации может выступать точкой контроля для рассмотрения траектории поступления радиоактивности в организм человека – потребление загрязненной питьевой воды.

Численные эксперименты выполнялись в предположении, что из скважины непрерывно отводится  $1\text{ m}^3/\text{час}$  подземных вод из 1-го слоя модели. Дополнительно для коэффициентов разбавления в точках контроля выполнен анализ чувствительности по параметру расхода воды в скважине откачки.

Основные результаты выполненного анализа можно сформулировать следующим образом:

- выполнены расчеты скоростного поля течения подземных вод в условиях функционирования постоянно действующей скважины откачки и проанализировано изменение скоростного поля в этих условиях по сравнению со СНЭ (см., например, рис. 5);

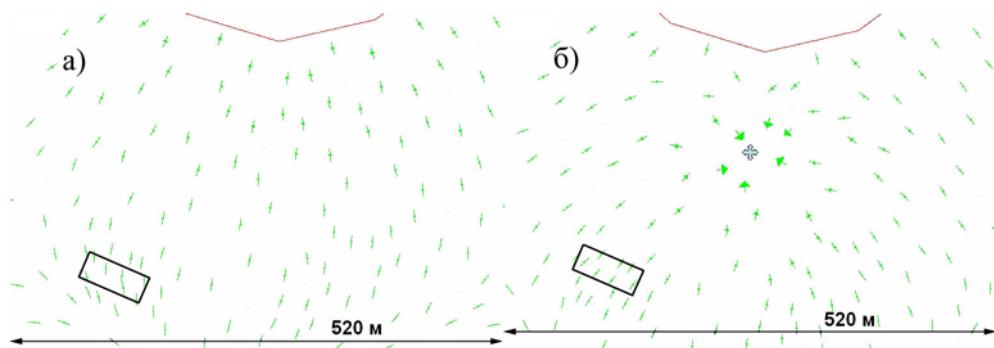
- проведены расчеты по переносу пассивного стабильного трассера в дальнем поле объекта и выполнен анализ и сравнение результатов расчетов пространственно-временного распределения трассера, т.е. фактора разбавления (см. рис. 6 и табл. 1);

- продемонстрировано практически 2-х кратное увеличение загрязнения подземных вод в выбранном месте потенциального водозабора (с  $8,8 \cdot 10^{-4}$  до  $1,5 \cdot 10^{-3}$ ), что, очевидно, ведет к повышению вероятности поступления радиоактивности в организм человека через потребление загрязненной питьевой воды;

- определенны коэффициенты чувствительности для всех точек контроля, позволяющие выполнять оценки уровней загрязнения точек контроля при вариации расхода откачки подземных вод.

### Выходы

Проанализированы три альтернативных сценария эволюции подземно-



**Рис. 5. Фрагменты рассчитанных полей скорости подземных вод в 1-м слое модели площадки Сайда-туба:** а) для условий сценария нормальной эволюции и б) для сценария «Скважина откачки». Прямоугольником отмечено примерное расположение объекта в 4-м слое модели

Таблица 1

**Коэффициенты разбавления в точках контроля площадки Сайда губа для условий СНЭ и для вероятностного (альтернативного) сценария «Скважина откачки» (СО)**

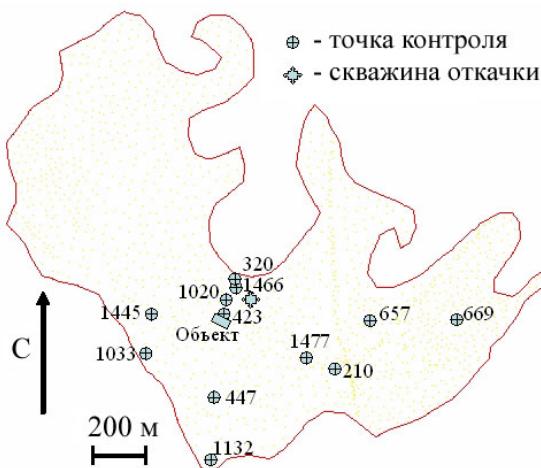
№ узла	Вариант расчета		№ узла	Вариант расчета	
	СНЭ	СО		СНЭ	СО
320	$1,317 \cdot 10^{-3}$	$1,273 \cdot 10^{-3}$	1445	$4,703 \cdot 10^{-5}$	$1,158 \cdot 10^{-5}$
1033	$9,517 \cdot 10^{-5}$	$3,113 \cdot 10^{-5}$	1132	$3,233 \cdot 10^{-6}$	$1,261 \cdot 10^{-6}$
1477	$2,271 \cdot 10^{-6}$	$1,009 \cdot 10^{-6}$	447	$8,184 \cdot 10^{-6}$	$3,081 \cdot 10^{-6}$
423	$2,237 \cdot 10^{-3}$	$3,752 \cdot 10^{-3}$	210	$6,453 \cdot 10^{-7}$	$2,301 \cdot 10^{-7}$
1020	$1,997 \cdot 10^{-3}$	$2,954 \cdot 10^{-3}$	657	$3,947 \cdot 10^{-8}$	$4,767 \cdot 10^{-9}$
1466	$1,519 \cdot 10^{-3}$	$1,862 \cdot 10^{-3}$	669	$1,656 \cdot 10^{-11}$	$1,801 \cdot 10^{-12}$

го объекта долговременного хранения/захоронения радиационно-опасных материалов. Местом расположения указанного объекта рассматривались стабильные геологические формации Кольского полуострова. По результатам выполненного анализа можно выделить несколько моментов:

- из рассмотренного списка радионуклидов в задаче оценки экологической безопасности объекта основное внимание следует уделять следующим несорбирующимся и практически несорбирующими долг-

гоживущим радионуклидам –  $^{129}I$  и  $^{79}Se$ ;

- ошибка в определении миграционных параметров радионуклидов именно во вмещающем массиве может привести к заметному (практически на 30 %) повышению мощности дозы изотопа  $^{79}Se$  по сравнению с прогнозируемой мощностью для СНЭ;
- наличие скважины откачки, располагаемой в направлении наиболее опасного распространения радиоактивного загрязнения, может привести к заметному увеличению за-



**Рис. 6. Схема расположения точек контроля и скважины откачки в 1-м слое и объекта в 4-м слое модели площадки Сайда-губа**

грязнения подземных вод в выбранном месте водозабора. Это потенциальное загрязнение подземных вод выступает одной из главных причин

воздействия радиоактивности на человека и биоту.

Выполненные исследования подтверждают тезис нормативных документов о необходимости в целях минимизации радиационного воздействия на население и окружающую среду от объекта долговременного хранения/захоронения радиационно-опасных материалов проведения анализа последствий, которые могут иметь место при альтернативных сценариях эволюции рассмотренного объекта. Результаты выполненных исследований позволяют определиться с набором защитных мероприятий, направленных на снижение риска негативных последствий для окружающей среды.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. – М.: ИздАТ, 2000. – 384 с.
2. Мельников Н.Н., Наумов В.А., Конухин В.П., Амосов П.В., Гусак С.А., Наумов А.В. Радиогеоэкологические аспекты безопасности подземного захоронения радиоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива на европейском Севере России. – Апатиты: КНЦ РАН, 2001. – 194 с.
3. Мельников Н.Н., Конухин В.П., Наумов В.А., Амосов П.В., Гусак С.А., Наумов А.В., Катков Ю.Р. Отработавшее ядерное топливо судовых энергетических установок на европейском Севере России. – Часть I. – Апатиты, КНЦ РАН, 2003. – 166 с.
4. Амосов П.В., Наумов А.В., Новожилова Н.В. Радиогеоэкология: использование цифровой гидрогеологической модели размещения экологически безопасной площадки для подземного радиационно-опасного объекта. – Инженерная экология, 2007. – № 3. – с.3–13.
5. Амосов П.В., Наумов А.В., Новожилова Н.В. Исследование диффузионного переноса долгоживущих радионуклидов в инженерных барьерах объектов долговременного хранения отработавшего ядерного топлива и захоронения радиоактивных отходов. – Вестник МГТУ, 2007. – том 10. – № 4.
6. Storage assessment for spent fuel storages facilities. Safety series № 118. Vienna: IAEA, 1994. 68 p.
7. Оценка безопасности приповерхностных хранилищ радиоактивных отходов (РБ-011-2000) // Вестник Госатомнадзора России, 2002. – № 3. – С. 59–86.
8. PORFLOW a software tool for multiphase fluid flow, heat and mass transport in fractured porous media. User's manual (version 3.07), ACRI, 1997. – 326 p.
9. AQUA3D Groundwater flow- and contaminant transport model (version 3.4). Vatnaskil Consulting Engineers, 1998. – 86 р. **ГИАБ**

#### Коротко об авторах

Амосов П.В., Новожилова Н.В. – Горный институт КНЦ РАН, г. Апатиты, Мурманская обл., root@goi.kolasc.net.ru

