

11. Сорбционно-фильтрующий материал ФПУА-70-7,0. ТУ 2282-251-02100232-97. РНЦ «НИФХИ им. Л.Я. Карпова».
12. Материал сорбционный фильтрующий «Филосорб»-А. ТУ 6 96800-010-00210234-99.
13. Фильтр-адсорбер противонодный ФАИ-3000/2 для АЭС. ТУ 95 2753-2000.
14. Левит Р.М. Электропроводящие химические волокна. М.: Химия, 1986.
15. Ермоленко И.Н., Люблинер И.П., Гулько Н.В. Элементсодержащие угольные волокнистые материалы. Минск: Наука и техника, 1982.
16. Диденко Л.Г., Фаткин А.Г. О физико-химических формах ^{131}I в газоаэрозольных выбросах БелАЭС. — В сб.: Радиационная безопасность и защита АЭС, 1985, вып. 9, с. 146.
17. Крицкий В.Г., Амелогова Н.И., Крупеникова В.И. и др. Патент России № 2161338, октябрь 2000 г.
18. Лебедев В.И., Ковалев С.М., Крицкий В.Г. и др. Радиоэкологические аспекты обращения с радиоактивными отходами на Ленинградской АЭС. — Экология и атомная энергетика, 1998, вып. 2, с. 60.

Поступила в Редакцию 11.04.01

УДК 621.039.73

РАДИАЦИОННАЯ ЭКВИВАЛЕНТНОСТЬ И ПРИРОДОПОДОБИЕ ПРИ ОБРАЩЕНИИ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ

*Лопаткин А.В. (НИКИЭТ), Величкин В.И. (ИГЕМ РАН), Никителов Б.В.
(Минатом России), Полужтов П.П. (ФГУП ВНИИНМ им. А.А. Бочвара)*

Радиоактивные отходы включают материалы разного происхождения и разной радиоактивности. Проблемы возникают при обращении с жидкими высокоактивными отходами, которые в форме азотно-кислых растворов образуются на радиохимических заводах при переработке отработавшего ядерного топлива. На ПО «Маяк» радиоактивность таких отходов составляет $\sim 1,6 \cdot 10^9$ Ки. Нуклидный состав растворов обширен: коротко- (с периодом полураспада не более 30 лет) и долгоживущие продукты деления трансурановых элементов — именно последние в значительной степени определяют долговременную опасность. На радиохимических предприятиях жидкие высокоактивные отходы хранят в специальных емкостях, которые необходимо охлаждать, чтобы предупредить нагрев вследствие выделения тепла при радиоактивном распаде. В настоящее время проводится работа по включению таких отходов в твердые матрицы. На ПО «Маяк» освоена технология остекловывания в электропечах прямого нагрева с получением радиоактивного натрийалюмофосфатного стекла. Расплав стекла разливают по бидонам, которые после остывания размещают во временном хранилище, — здесь охлаждение бидонов обеспечивается принудительным потоком воздуха. В дальнейшем после выдержки в течение времени до 30 лет их предполагается захоранивать в глубинные геологические могильники.

Идея подземного захоронения радиоактивных отходов в целях их полной изоляции от биосферы кажется очевидной и простой. В результате в некоторых странах (Швеции, США) созданы глубинные могильники, в других для этого предполагают приспособить старые шахты (в Германии). Однако ни одна страна не спешит загружать отвержденные высокоактивные отходы в могильники. И для этого имеются серьезные доводы. Главный из них — будет ли обеспечена долговременная безопасность захоронения?

Подземные могильники должны создаваться в геологических структурах, которые обладают долговременной стабильностью, водонепроницаемостью, хорошими сорбирующими свойствами для удержания радионуклидов и т.д. [1]. В качестве подходящих сред рассматривают глину, каменную соль, скальные породы: гранит, базальт, туф и др. Горная порода является главным барьером на пути выхода радионуклидов в биосферу, однако должны быть и другие барьеры, которые создаются искусственно: засыпка, пеналы, контейнеры, собственно твердая матрица. И эта многобарьерная система должна их изолировать в течение длительного времени, когда произойдет распад

опасных нуклидов. Обычно это время оценивается как 10 периодов полураспада для продуктов деления 300 лет, актиноидов — 100 тысяч лет и более. И здесь и проявляется суть проблемы: можно прогнозировать состояние могильника и интенсивность выхода нуклидов из него на несколько сот лет (хотя и здесь возникают вопросы выбора сценариев эволюции, неопределенностей в описании процессов, неточностей оценки параметров, неполноты знания геологической структуры и др.), однако на период 10 тыс. лет и более оценить и предположить заранее неопределенности невозможно. Иллюстрацией сказанного может явиться ситуация со шведским могильником, сооруженным в скальной породе на глубине 20 м под дном Балтийского моря: как выяснилось уже после его создания, дно моря в этом месте поднимается и через несколько десятков тысяч лет станет сушей, могильник может оказаться на возвышении и из него будет сток радионуклидов. При этом неясно, как изменится структура (например, трещиноватость) геологической среды [2].

Неопределенность долговременного прогноза состояния могильника и соответственно выход радионуклидов тормозят подземное захоронение. Существенным является также то обстоятельство, что любая экологическая проблема в настоящее время привлекает внимание не только специалистов, но и общественности, поэтому подходы, обеспечивающие безопасность, должны быть предельно прозрачны. В этой ситуации становится очевидным, что традиционное рассмотрение, содержащее сценарии и соответствующие модели выхода радионуклидов из могильника, требует своего упрощения таким образом, чтобы оценки радиационного риска по сравнению с получаемыми при всех сценариях и с учетом всех неопределенностей и погрешностей были завышены. Фактически речь идет о методе консервативных оценок выноса радионуклидов подземными водами. И здесь возникает вопрос, с чем сравнивать получаемый риск.

Для каждого радионуклида существует уровень вмешательства в воде биосферы, который согласно Нормам радиационной безопасности НРБ-99 [3] определяется как «уровень радиационного фактора, при повышении которого следует проводить определенные защитные мероприятия». Поэтому представляется естественным введение радиотоксичности нуклида как отношения его концентрации к уровню вмешательства, причем условием экологической приемлемости какого-либо решения является радиотоксичность, не превышающая единицу. Если нуклидов несколько, то их радиотоксичность суммируется. Для допустимости какого-либо решения суммарная радиотоксичность не должна превышать единицу.

С точки зрения современных подходов такое сравнение концентрации радионуклидов является удовлетворительным. Но всегда возникает вопрос: по своему воздействию, в том числе радиационному отходы являются более радиоактивными или нет, чем природный уран, использованный изначально для получения ядерного топлива. Очевидно, что в этом случае различные эффекты воздействия нужно соизмерять с точно тем же воздействием природного урана, который может или мог бы располагаться в том же месте, что и отходы, в концентрации и количестве, которые встречаются в природе. Конечно, идеальное сравнение можно проводить, если использовать для захоронения отходов старые урановые разработки.

Если развивать подобное сравнение, то рождается система принципов естественной безопасности при обращении с радиоактивными отходами. Развивается подход, основанный на сравнении различных эффектов воздействия захораниваемых отходов и исходного природного урана. В рамках подхода формулируется несколько принципов, обеспечивающих естественную безопасность при обращении с отходами:

радиационно-миграционная эквивалентность, основанная на сравнении суммарной эффективной радиотоксичности нуклидов с эффективной радиотоксичностью исходного природного урана;

сбалансированное тепловыделение отходов и урана;

природоподобие и природные аналоги при определении материалов, мест и условий захоронения.

Радиационно-миграционная эквивалентность формулируется с использованием характеристик миграции каждого нуклида, определенных для конкретного изучаемого места захоронения (принцип локальной радиационно-миграционной эквивалентности).

Принцип радиационно-миграционной эквивалентности. Этот принцип известен и подробно описан [4—6]. Он является конкретизацией одного из важнейших принципов МАГАТЭ о минимизации отходов: образование радиоактивных отходов поддерживается на минимальном практически достижимом уровне.

Изначально [4] было сделано предположение, что естественная безопасность будет достигнута, если эквивалентные по вредному воздействию на человека долгоживущие компоненты отходов при окончательном захоронении не превышают активность потребленного урана. Согласно этому предположению с радиоактивностью урана следует сравнивать радиоактивность отходов. Очевидно, что подобное сравнение не корректно, учитывая различия в условиях вмешательства для отходов и урана, в их подвижности, сорбционной способности, способности матриц фиксировать радионуклиды и др. При формулировании принципа радиационно-миграционной эквивалентности для каждого i -нуклида фактически вводится эффективная радиотоксичность

$$r_i = \frac{A_i}{UB_i R_i},$$

где A_i — активность i -радионуклида; UB_i — уровень вмешательства для i -радионуклида согласно НРБ-99; R_i — фактор задержки движения нуклида с подземными водами (он учитывает химическую форму нуклида, включает коэффициент его распределения между твердой породой и водой за счет сорбции-десорбции, определяется экспериментально и табулируется). Аналогично вводится эффективная радиотоксичность природного урана r_U , востребованного для изготовления топлива, из которого впоследствии извлекаются отходы. Поскольку отходы содержат набор радионуклидов, то составляется сумма $I = \sum r_i/r_U$, которая является индексом эффективной радиотоксичности. Очевидно, что если сумма меньше единицы, то радиационное воздействие отходов меньше, чем исходного природного компонента. Здесь уместно сделать несколько замечаний. Индекс I является функцией времени, прошедшего с момента захоронения отходов. Если в нулевой момент времени индекс превосходит единицу, то вследствие распада нуклидов со временем он уменьшается и по прошествии некоторого времени T сравнивается с единицей. Это и есть время достижения радиационно-миграционной эквивалентности отходов и урана. Его значение принципиально: если $T = 200$ — 300 лет можно считать приемлемым, поскольку защиту в течение такого времени легко обеспечить инженерными средствами, то $T > 1000$ лет является большим — и захоронение при таком времени проводить нельзя.

Реализация этого принципа диктует стратегию обращения с отходами: не допускается захоронение отработавшего топлива без переработки. При отсутствии переработки достижение радиационно-миграционной эквивалентности возможно только после 70—500 лет выдержки — такой срок выдержки не реален.

Выполнение принципа диктует глубокую переработку, т.е. не только использование в качестве сырья регенерированных урана и плутония, но и получение фракций, изготовление из них топлива, последующее сжигание америция, йода и, возможно, технеция, извлечение и длительная (до 200 лет) выдержка фракций цезия и стронция. Реализация принципа диктует сжигание после выдержки кюрия, образовавшегося из него плутония.

Факторы задержки переноса радионуклидов существенно зависят от состава и проницаемости горных пород, состава вод, в частности, pH, средние значения этих параметров не являются представительными, они могут быть только иллюстративными. Конечно, при выборе конкретных мест и определении возможного состояния захоро-

нения необходимо учитывать параметры, характерные для местных условий. Это означает, что необходимо использовать принцип локальной радиационно-миграционной эквивалентности, позволяющий взвесить эффективную радиотоксичность отходов относительно эффективной токсичности исходного природного урана применительно к местным локальным условиям захоронения. Поскольку в нем фигурирует относительная концентрация, то он не содержит каких-либо ограничений на абсолютную концентрацию нуклидов. Представляется логичным дополнить принцип локальной радиационно-миграционной эквивалентности требованиями на концентрацию и суммарную активность отходов в сравнении с теми же характеристиками урановых месторождений.

Радиоактивность, а также нуклидный состав захораниваемых отходов должны быть такими, чтобы температура, стабильность захораниваемого материала и степень риска миграции нуклидов с учетом их опасности были бы подобны таковым или не хуже, чем природных урановых месторождений. Этот принцип разбивается на два составляющих. Первый должен учитывать физические и физико-химические факторы захоронения, связанные с радиоактивностью: энерговыделение, температурные условия, влияние радиоактивности на устойчивость, стабильность захораниваемых материалов и другие факторы, второй — физико-химические и геохимические факторы, обусловленные поведением отдельных радионуклидов в длительный период времени, особенностью их миграции в прилегающих к захоронению породах и т.д.

Тепловые условия захоронения. При распаде и природного урана, и захораниваемых нуклидов выделяется тепло, пропорциональное количеству урана или отходов. Тепловыделение является основной технологической нагрузкой при подземной изоляции отходов. Именно тепловая нагрузка существенно влияет на размеры и конструктивные особенности захоронения, ухудшает прочностные и гидрогеологические характеристики массива пород в ближайшей зоне захоронения, а также изолирующие свойства матричных и буферных материалов. Кроме того, тепловыделение может способствовать ускорению водообмена (за счет геотермального — подъема глубинных вод), а с ним и миграции радионуклидов.

При захоронении отходов тепловыделение ограничивается чаще всего максимальной температурой стенки емкости с захораниваемыми отходами, а не суммарным энерговыделением. Это ограничение определяется требованием сохранения стабильности вмещающей породы, изолирующих свойств матрицы и буферных материалов и составляет 150—200 °С. Так, для немецкого могильника в соляном массиве в Горлебене не допускается, чтобы температура на внешней поверхности захораниваемых емкостей превышала 200 °С. Для скважинных вариантов захоронения высокоактивных отходов в скальных породах в нашей стране предполагалось ограничение температуры стенки бидона 170 °С. Однако в природе в приповерхностных слоях месторождений урана до глубины около 1 км нет такой температуры. Поэтому столь высокая допускаемая температура не подобна природным условиям. Поскольку наиболее близкими аналогами подземных захоронений являются урановые месторождения, необходимо оценить температурные условия в таких месторождениях для условного богатого месторождения урана в 300 тыс. т на 1 км² (максимальное содержание урана в месторождении на одном квадратном километре — 130 тыс. т, однако существует неравномерность распределения — и в таком месторождении есть участки с большей в 2 раза концентрацией на сотне квадратных метров). Поэтому такую очаговую концентрацию условно распространим на весь квадратный километр, получив максимальное природное месторождение урана. Важно оценить среднюю концентрационную радиационную эквивалентность, а не точечную, поэтому условность считаем допустимой. Такое общее количество урана будет выделять только 30 кВт тепла.

Энерговыделение отработавшего топлива ВВЭР и некоторых высокоактивных отходов, Вт/кг

Параметр	Время выдержки			
	3 года	30 лет	100 лет	200 лет
Отработавшее топливо ВВЭР	2,9	0,74	0,3	0,17
Высокоактивные отходы с остаточным количеством Pu 0,1 %	2,7	0,54	0,11	0,019
Высокоактивные отходы с остаточным количеством U, Pu, Am, Cm 0,1 %, Sr, Cs, Tc, I 1 %	1,6	0,011	0,0014	0,00035
Радионуклиды:				
$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	0,434	0,228	0,043	0,004
$^{137}\text{Cs} + ^{137}\text{Ba}$	0,525	0,282	0,056	0,0055
^{135}Cs	$1,6 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-7}$
Потенциальная биологическая опасность, Зв				
Отработавшее ядерное топливо	$2,64 \cdot 10^5$	$1,25 \cdot 10^5$	$6,03 \cdot 10^4$	$3,84 \cdot 10^4$
Высокоактивные отходы с остаточным количеством Pu 0,1 %	$2,13 \cdot 10^5$	$7,18 \cdot 10^4$	$1,56 \cdot 10^4$	$3,4 \cdot 10^3$
Высокоактивные отходы с остаточным количеством U, Pu, Am, Cm 0,1 %, Sr, Cs, Tc, I 1 %	$4,29 \cdot 10^4$	$1,33 \cdot 10^3$	$1,87 \cdot 10^2$	52

Из данных таблицы следует, что даже через 200 лет суммарное энерговыделение от 30 тыс. т отработавшего топлива составит около 5000 кВт, что в 170 раз превышает тепловыделение 300 тыс. т природного урана, тепловыделение реального максимального месторождения — более чем в 350 раз. Поэтому нельзя обеспечить масштабное захоронение отработавшего топлива без переработки на площади, которая аналогична занимаемой урановыми месторождениями, если сохранять при этом аналогичные природные условия. Конечно, можно снизить количество захораниваемого топлива в 170 раз, т.е. до 200 т на 1 км². Тогда при выполнении дополнительных мер по снижению температуры техногенного барьера вокруг захораниваемой емкости еще можно условно говорить о природоподобии такого ограниченного захоронения на площади в 1 км². Отсюда следует вывод из принципа локальной радиационно-миграционной эквивалентности (хотя это и не разрешается общим принципом) — допустимо захоронение отработавшего топлива только в ограниченном количестве, но не в масштабах тысяч тонн.

При извлечении U, Pu, Np, Am, Cm на 99,9 % и выдержке 200 лет тепловыделение долгоживущих компонентов отходов от 30 тыс. т составит 10 кВт, т.е. в 3 раза ниже, чем уранового месторождения. Поэтому есть возможность сокращения времени выдержки отходов, если оно будет без стронция и цезия, которые в этом случае должны будут захораниваться в других условиях. Из данных таблицы следует, что сокращение выдержки до 100 лет с точки зрения тепловыделения обосновано. После 200-летней выдержки энерговыделение стронция и цезия от 30 тыс. т отработавшего топлива составит 300 кВт, через 300 лет — 30 кВт. Поэтому суммарное энерговыделение захораниваемых отходов обеспечит локальную эквивалентность энерговыделению месторождения урана. Одновременно должна быть обеспечена и концентрационная эквивалентность энерговыделения. Так, объем отходов с содержанием нуклидов, указанных в таблице, будут составлять около 20 % объема отработавшего топлива. Поэтому энерговыделение захораниваемых долгоживущих компонентов отходов составит $3,5 \cdot 10^{-4} \cdot 5 = 1,75 \cdot 10^{-3}$ Вт на 1 кг, или 1,75 Вт на 1 т. При учете массы емкостей, вмещающих эти отходы, а также материала первого техногенного глиняного барьера около захораниваемых емкостей удельное энерговыделение такого комплекса будет одинаково с энерговыделением урана в месторождении.

Ограничение потенциальной биологической опасности захоронения уровнем опасности урановых месторождений. Второй составляющей принципа концентрационной эквивалентности захораниваемых долгоживущих компонентов отходов урано-

вым месторождениям является ограничение потенциальной биологической опасности захораниваемых отходов сравнением с таковой от урановых и ториевых месторождений. В природе имеют место только эти месторождения радиоактивных элементов, т.е. места локального длительного сохранения значимого количества радионуклидов высокой концентрации. В связи с постоянным радиоактивным распадом урана и тория эти места одновременно содержат и дочерние радиоизотопы семейства распада: радон, протактиний, радий, торий. Именно наличие разнообразных радионуклидов с различными химическими свойствами, с разной степенью миграции и опасности определяет целесообразность аналогии захоронения радиоактивных отходов в местах таких месторождений.

Если сравнивать поведение радионуклидов отходов с поведением собственно урана, то достигнуть природоподобной радиационно-миграционной эквивалентности крайне трудно, потому что выход продуктов деления в 10^{20} раз и более, чем урана. Не уран в жестких условиях залегания определяет риск попадания в активный водообмен, а члены его радиоактивного семейства: ^{231}Pa — член семейства распада ^{235}U , ^{226}Ra ($T_{1/2} = 1640$ лет) и ^{229}Th ($T_{1/2} = 45$ тыс. лет). Как известно, существуют радоновые источники, выходят на поверхность радийсодержащие воды, но очень редко растворы урана.

Очевидно, что для снижения риска при захоронении необходим индивидуальный подход к обращению с разными продуктами деления. Как показывают расчеты, для снижения риска до общепринятых значений 10^{-6} в год необходимо уменьшить количество захораниваемого ^{129}I в 1000 раз, технеция, селена и цезия — в 100 раз, олова — в 10 раз. Другим решением является применение природоподобных матриц, позволяющих снизить растворимость технеция, селена и олова во столько же раз (сделать подобное для йода является маловероятным). В качестве основного материала для матриц отходов предлагаются определенные виды стекла — фосфатные или боросиликатные. В природе вулканические стекла — обсидианы — сохраняются миллионы лет. К сожалению, имеется только краткосрочная информация об устойчивости радиоактивных стекол; здесь необходима дальнейшая работа. Ныне специально разрабатываются синтетические медленно растворимые материалы, каждый для определенной фракции радионуклидов.

Принцип радиационно-миграционной эквивалентности состоит в возврате в землю количества радионуклидов, которое равно по опасному воздействию на человека количеству, извлеченному из земли с ураном. Когда возвращаются в землю долгоживущие радионуклиды, то их главная опасность — миграция. Если возвращать в землю такие нуклиды в большем количестве, чем диктуется радиационной эквивалентностью, но в таком качестве, что за счет крайне малой растворимости в период всего срока хранения их миграция будет минимальна, то это и будет реализацией принципа концентрационной радиационно-миграционной эквивалентности. Нерастворимость матрицы длительный срок будет обеспечиваться природоподобной устойчивостью ее материала. Получение при переработке фракций отдельных нуклидов (технеция) либо групп (цезия, стронция), нахождение в оставшихся отходах только двух доминирующих нуклидов позволяет подобрать для них индивидуальные матрицы, обеспечивающие и устойчивость, и малую растворимость. И до и после помещения долгоживущих радионуклидов, например, технеция в синтетический нерастворимый материал не следует спешить с их захоронением, так как есть полная уверенность в востребованности этих техногенных материалов в человеческой деятельности. Очевидна возможность использования в технике ^{137}Cs и ^{90}Sr , хотя они имеют небольшой период полураспада (около 30 лет). Нуклиды можно использовать в технике с их помещением как в стекло, так и в другой материал, а через 100—150 лет использования захоранивать после доработки, но уже как отходы, поскольку после распада основного количества ^{137}Cs в смеси останется ^{135}Cs .

Принимать какие-либо специальные условия для нептуния, по-видимому, не следует. Нептуний имеет большую подвижность по сравнению с другими актиноидами, но она намного меньше той, что представляла бы опасность. Для него тоже будет достаточно помещение в стекло. Только ^{129}I необходимо будет трансмутировать, т.е. сжигать в реакторах, если он не потребуется в технике. Захоранивать этот подвижный нуклид пока представляется нецелесообразным. Сказанное подтверждает необходимость переработки отходов, чтобы иметь возможность индивидуального обращения с радионуклидами.

Захоронение отработавшего топлива без переработки нецелесообразно и с точки зрения миграции находящихся в них нуклидов, так как доминирующие нуклиды имеют слишком большой период полураспада, чтобы за счет времени снизить свою опасную роль, лет: ^{79}Se $6,5 \cdot 10^4$, ^{135}Cs $2,1 \cdot 10^6$, ^{99}Tc $2,2 \cdot 10^5$, ^{129}I $1,72 \cdot 10^7$. Необходимость сжигания в реакторах плутония диктуется соображениями экономии сырья, а не опасностью миграции, извлечение америция и кюрия определяется степенью энерговыделения захораниваемых отходов.

Более точно степень извлечения доминирующих нуклидов перед захоронением с обеспечением природоподобия можно получить из сравнения миграции природного радия, находящегося в равновесии со своим материнским ураном, с миграцией доминирующих продуктов деления в одинаковых условиях.

Для локальной концентрационной радиационно-миграционной эквивалентности необходимо при переработке извлекать для сжигания в реакторах плутоний, америций, кюрий (99,9%), а также ^{129}I и ^{14}C (99%), в целях использования — стронций и цезий (99%). Необязательно извлекать уран, он в случае захоронения будет по потенциальному риску мало отличаться от природного урана. При варианте помещения оставшихся долгоживущих нуклидов в малорастворимые матрицы (стекло, минералоподобные) риск потенциальной опасности захоронения будет не выше риска от месторождения урана в равновесии с его дочерним рядом семейства распада.

Принципы природоподобия и аналогии природным месторождениям при определении материалов, мест и условий захоронений отходов. Развивая два рассмотренных радиационно-миграционных принципа, естественно перейти к третьей группе принципов и критериев захоронения отходов, учитывающих природоподобие по временным, географическим, геологическим, геохимическим факторам выбираемого для захоронения региона и конкретных участков захоронения. При этом основной является общая цель: не изменять геологического и геохимического природного равновесия, стремиться к подобию природных условий образования и сохранения месторождений, сохранности минералов, аналогичных захораниваемым, использовать стабильные природные структуры, находить необходимые аналогии в природе и сравнивать с ними принимаемые решения, стараясь максимально приблизиться к ним. Очевидно, что кроме факторов, связанных с наличием радионуклидов в отходах, которые могут изменить температурное поле, при захоронении большую роль играют химические, геологические, геохимические факторы, определяющие многолетнюю устойчивость захоронения и миграцию радионуклидов в водоактивные горизонты, связанные с питьевыми системами. И только одновременный учет этих факторов с радиационными и миграционными факторами может обеспечить естественную безопасность захоронения. Вероятность контакта воды с отходами является наиболее важным фактором, который может привести к отрицательному воздействию хранилища на безопасность окружающей среды и здоровье населения.

Для естественной безопасности при захоронении необходимо обеспечить принцип аналогии проектируемого захоронения природным месторождениям.

Условия захоронения отходов должны быть аналогичны природным местам длительного расположения ископаемых (урана, угля, солей) в необводненных породах. В качестве одного из барьеров захоронение должно иметь природную малопроницае-

мую породу (глину, соли, непористые скальные породы, даже вечную мерзлоту). Поэтому осадочные урановые, угольные, солевые месторождения, особенно образовавшиеся на непроницаемых горизонтальных породах, в первую очередь глиняных и нетрещиноватых скальных, могут явиться как аналогом для захоронения, так и непосредственно использоваться для захоронения высокоактивных отходов, если при захоронении не будет увеличена трещиноватость таких подслонных пород.

Химические и электрохимические условия захоронения (наличие или отсутствие кислорода как окислителя, pH среды — кислая, щелочная или нейтральная, наличие восстановителей в среде захоронения, в том числе в системе техногенных барьеров, например, металлического железа) тоже определяют устойчивость захоронения. Глубина захоронения, важная не сама по себе, должна обеспечивать недоступность к захоронению окислительных и кислых сред из коры выветривания, с поверхности земли. Именно окислительная среда вызывает раскисление и миграцию радионуклидов урановых месторождений, на этой основе проводится добыча урана кислотным подземным выщелачиванием. Необходимо учитывать в практике и пока еще немногочисленные, но важные примеры поведения техногенного плутония. Известно, что после возникновения природного ядерного реактора в Габоне, накопления при этом плутония впоследствии за миллионы лет не произошло его распространения за пределы ореола реакции. В нашей стране имеются примеры отсутствия миграции плутония из временных приповерхностных захоронений. Однако при наличии окислителей, например, в значительной концентрации солей нитратов в водоеме оз. Карачай картина изменяется: подвижность этого обычно пассивного, но чрезвычайно радиационно опасного нуклида увеличивается. Кроме того, соединение плутония с кислородом приводит к образованию коллоидов и соответственно суспензий в грунтовых водах [7].

Матрица, вмещающая отходы, должна быть геологически подобна, в крайнем случае, аналогична вмещающей породе захоронения. Принцип аналогии природоподобной матрицы отходов может быть сформулирован следующим образом: необходимо стремиться к тому, чтобы материал, содержащий захораниваемые отходы (матрица), максимально соответствовал природным материалам, содержащим наиболее нерастворимые соединения радионуклидов отходов, и вмещающим породам. Очевидно, он согласуется с известным принципом МАГАТЭ о необходимости многобарьерной защиты захоронения отходов (как природных, так и техногенных барьеров). В некоторых работах это уже сделано. Так, при разработке захоронения отработавшего топлива в Швеции предполагалось помещать сборки топлива в медную оболочку. Кроме большой теплопроводности меди учитывали и ее наличие в природе, т.е. длительную сохранность в определенных условиях металлической меди в природе. При этом приводились также примеры вековой сохранности пушек из меди и медьсодержащих сплавов на затонувших кораблях при воздействии на них морской воды, значительно более коррозионно-активной, чем обычная природная вода. Значительна польза изготовления контейнеров для захоронения отработавшего топлива и отходов из железосодержащих сплавов — при хранении в металлических контейнерах растворение отработавшего топлива в случае попадания в могильник щелочей продолжается тысячи лет. Этому способствует наличие металла, вокруг контейнера создаются новые стабильные фазы, которые задерживают технеций и нептуний [8].

Как техногенные, так и природные защитные барьеры, не только механически защищающие захоронение от проникновения вод и выщелачивания нуклидов, но и химически, замедляя выщелачивание и миграцию, — обязательное условие при захоронении отходов. Фактически речь идет об ингибировании выщелачивания радионуклидов. В то же время при реализации принципа радиационно-миграционной эквивалентности вследствие значительного снижения при этом радиоактивности возможно значительное изменение требований к захоронению, в том числе и для долгоживущих радионуклидов. Возможно при определенных условиях захоронение оставшихся высокоактивных отходов в приповерхностных слоях земли. Если на глубине ниже 100 м трещиноватость мала, нет окислительных условий, то на такой глубине можно захоранивать такие отходы. Желательно размещать захоронение ниже глубины

выветривания пород, должен создаваться барьер против проникновения окислительных кислородных сред, который сохранял бы стабильность захоронения, как это имеет место в случае урановых и других месторождений.

Изменение качества отходов при реализации принципа радиационной эквивалентности позволяет предлагать для захоронения не только твердые, но и жидкие отходы, при этом в ранее трудно присмлемые для высокоактивных отходов места.

Начнем с одного возможного глубинного метода захоронения в гидроразрыв пласта, давно предлагавшегося, но не нашедшего применения для среднеактивных отходов. Высокое тепловыделение отходов и недостаточная глубина мест, где проводился гидроразрыв пласта, препятствовали применению метода. Ныне положение изменилось: при реализации новых принципов, особенно для высокоактивных отходов переработки топлива тепловых реакторов, резко снижаются энерговыделение, радиоактивность и отсутствуют наиболее миграционноспособные нуклиды. Кроме того, сейчас разработаны и применяются в технике комплексы для глубокопроникающего гидроразрыва пластов. Гидроразрыв проводят на большой глубине. Поэтому возможен возврат к рассмотрению такого метода, который тем более необходим, что позволяет осуществить возможность захоронения отходов в массивах горных пород после окончания выработки месторождения урана подземным выщелачиванием.

Не рекомендуемое в настоящее время захоронение отходов в приповерхностных горизонтах при очевидных недостатках имеет важные преимущества, особенно если возникнет необходимость их извлечения в будущем [9]. Нельзя полностью соглашаться с превращением в абсолют захоронения как только в глубинах земли, так и только твердых или отвержденных отходов. Во-первых, в природе имеются участки, где геологически длительное время сохраняется очень малое содержание воды в приповерхностных слоях. Одновременно сохранены геологически стабильные, малотрещиноватые, значительные по размерам блоки пород, например, соляные купола Азгир в Казахстане. Такие участки можно найти и в угольных карьерах, и под соляными залежами, и даже в некоторых отработанных урановых карьерах. Классическим примером является карьер месторождения Меловое на полуострове Мангышлак в Казахстане. Отработанный карьер имеет глубину не более 50—80 м, но подстилается непроницаемым 100-метровым слесом майкопских глин. Кроме того, это крайне засушливый район, и карьер должен реабилитироваться. В карьере можно природоподобно захоранивать низко- и среднеактивные отходы. Не исключено для данного места и обоснование захоронения высокоактивных отходов в случае реализации принципов эквивалентности и природоподобия.

Во-вторых, наличие в природе крупных приповерхностных месторождений урана, например, на севере Канады, находящихся не в слишком засушливых регионах, тем не менее сохраняющихся миллионы лет, также подтверждает возможности приповерхностного захоронения отходов. Необходимо лишь учитывать и воспроизводить при захоронении изученные природоподобные условия.

Стабильность сохранения во времени участка расположения также должна использоваться при выборе места захоронения. Очевидно, учитывать срок прошедшего времени сохранения стабильности участка, выбираемого для захоронения, очень важно. Рассмотрим пример захоронения жидких отходов. В настоящее время преобладает мнение о недопустимости подземного захоронения жидких отходов независимо от активности и радиохимического состава только из-за отсутствия признанных технологических принципов захоронения. Истоки такого отказа — в отрицательном опыте или непосредственно поверхностного, или неглубокого приповерхностного сброса отходов в зоны дренирующего влияния поверхностных водостоков в период освоения оружейной ядерной программы. Исследования полигонов подземного захоронения жидких отходов в регионе Томска и Красноярска российскими и зарубежными специалистами показали их экологическую безопасность. Абсолютный возраст подземных вод, которые рассматриваются в качестве перспективных пластов-коллекторов жидких отходов, определяется десятками миллионов лет.

Известно, что низко- и среднеактивные отходы суммарной радиоактивностью менее 10^{-5} Ки/л и 10^{-1} Ки/л соответственно, определяемой стронцием и цезием, через 1000 лет снизят активность до норм содержания в питьевой воде (10^{-10} Ки/л) (спад активности цезия и стронция за 990 лет в $1,6 \cdot 10^{10}$ раз). Поэтому если будет выбран подземный пласт-коллектор, стабильный в течение 1000 лет, то риска захоронения в нем таких отходов не будет.

Уместно добавить, что создаваемые при подземном захоронении в недрах искусственные залежи жидких отходов гидродинамически подобны природным залежам жидких и газообразных углеводородов, сохраняющихся в условиях естественного залегания миллионы лет. Кроме того, есть прямой природный аналог жидких отходов — обогащенные радием до 10^{-8} г/л (Ки/л) подземные рассолы, широко распространенные в глубоких горизонтах платформенных артезианских бассейнов особенно часто вблизи нефтяных месторождений. Естественный выход таких вод на поверхность чрезвычайно редок, условия, к которым этот выход приурочен, легко могут быть установлены геологическими методами, для того чтобы не допускать размещения отходов в таких аномальных точках.

При выборе предполагаемого участка захоронения отходов в жидком или твердом виде необходимо учитывать абсолютный возраст пород или подземных вод участка, т.е. при выборе мест для захоронения отходов и определении условий такого захоронения нужно, чтобы характеристики материалов, мест и условий захоронения (временных, химических, геохимических и геологических) были аналогичны тем, которые имеют месторождения потенциально опасных материалов, в том числе урана.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. The Use of Scientific and Technical Results from Underground Research Laboratory Investigations for Geological Disposal of Radioactive Waste. IAEA-TECDOC-1243, Vienna, 2001. 65 p.
2. Полужтков П.П., Царенко А.Ф. Международный симпозиум по оценке безопасности захоронения радиоактивных отходов. — Атомная энергия, 1989, т. 68, вып. 3, с. 221—224.
3. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. Минздрав России. М., 1999. 116 с.
4. Адамов Е.О. Обращение с ВАО при развитии, работе и выводе из действия крупномасштабной ЯЭ России. Доклад на 41-й Генеральной конференции МАГАТЭ, 1997.
5. Стратегия развития атомной энергетики России в первой половине 21 века. М., ЦНИИАтоминформ, 2001. 64 с.
6. Белая книга ядерной энергетики. 1-е изд. Под общей ред. Е.О. Адамова. М., НИКИЭТ, 1998.
7. Трансурановые элементы в окружающей среде. Под ред. У. Хэнсона. М.: Энергоатомиздат, 1985. 344 с.
8. Хэни В. Стратегия утилизации отработавшего ядерного топлива. СПб: Наука, 1996.
9. Retrievability of High Level Waste and Spent Nuclear Fuel. IAEA-TECDOC-1187, Vienna, 2000. 294 p.

Поступила в Редакцию 25.04.01

УДК 621.039.548

МОДЕЛИРОВАНИЕ КОДОМ РТОП РАДИАЛЬНОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЕПЛОТЫДЕЛЕНИЯ И НАКОПЛЕНИЯ ИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ В ОКСИДНОМ ТОПЛИВЕ ВЫСОКОГО ВЫГОРАНИЯ

*Курчатов С.Ю., Лиханский В.В., Сорокин А.А., Хоружий О.В.
(ГНЦ РФ — ТРИНИТИ)*

Описание динамики и радиального распределения выгорания по сердечнику твэла в рамках интегрального кода возможно лишь в упрощенной постановке. Поэтому оно не может основываться только на какой-либо теоретической модели, а носит полуэмпирический характер.