



УДК: 621.039.516.4

DOI: 10.26277/SECNRS.2020.98.4.006

© 2020. Все права защищены.

К ВОПРОСУ ОБ ОЦЕНКЕ ПОГЛОЩЕННОЙ ДОЗЫ В ОСТЕКЛОВАННЫХ ВЫСОКОАКТИВНЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДАХ С УЧЕТОМ РЕАЛЬНОЙ ГЕОМЕТРИИ БИДОНОВ

Алой А. С.*, д. т. н. (aloy@khlopin.ru), Ковалёв Н. В.* (kovalev@khlopin.ru),
Прокошин А. М.* (prokoshin@khlopin.ru), Блохин А. И.**, к. ф-м. н. (bai@ibrae.ac.ru),
Блохин П. А.**, к. т. н. (blokhin@ibrae.ac.ru), Курындин А. В.***, к. т. н. (kuryndin@secnrs.ru),
Понизов А. В.*** (ponizov@secnrs.ru), Маковский С. В.*** (makovskiy@secnrs.ru)

Статья поступила в редакцию 23 ноября 2020 г.

Аннотация

При переработке отработавшего ядерного топлива образуется существенное количество радиоактивных отходов, большая часть из которых подлежит локализации в стеклоподобном компаунде и последующему захоронению в геологических формациях. Одним из основных требований к компаунду отходов является его длительная радиационная стойкость под действием излучения от включенных в матрицу радионуклидов. Для подтверждения радиационной стойкости должна быть определена величина дозы, поглощаемой в объеме матрицы после момента остекловывания. В настоящей работе представлены результаты расчетного моделирования набора поглощенной дозы в высокоактивных отходах, остеклованных в боросиликатную матрицу, при их долговременном хранении и последующем захоронении.

► **Ключевые слова:** радиоактивные отходы, расчетное моделирование, поглощенная доза.

* АО «Радиевый институт им. В. Г. Хлопина», Санкт-Петербург, Российская Федерация.

** ФГБУН Институт проблем безопасного развития атомной энергетики Российской академии наук (ИБРАЭ РАН), Москва, Российская Федерация.

*** Федеральное бюджетное учреждение «Научно-технический центр по ядерной и радиационной безопасности», Москва, Российская Федерация.

ON THE EVALUATION OF ABSORBED DOSE IN VITRIFIED HIGH LEVEL RADIOACTIVE WASTE WITH THE ACCOUNT OF REAL CAN GEOMETRY

Aloy A. S.*, D. Sc., Kovalev N. V.*, Prokoshin A. M.*, Blokhin A. I.**, Ph. D.,
Blokhin P. A.**, Ph. D., Kuryndin A. V.***, Ph. D., Ponizov A. V.***, Makovsky S. V.***

Article is received on November 23, 2020

Abstract

A large amount of radioactive waste is produced during reprocessing of spent nuclear fuel. Most of this radioactive waste is subject to vitrification in glass-like compound and to subsequent deep geological disposal. One of the main requirements to radioactive waste compound is radiological stability under radiation of nuclides in waste for a long period of time. An amount of absorbed dose in compound volume shall be determined in order to justify radiological stability of radioactive waste. This article presents the results of absorbed dose calculation in radioactive waste in borsilicate glass matrix during long-term storage and subsequent disposal.

► **Keywords:** *radioactive waste, calculation modeling, absorbed dose.*

* V. G. Khlopin Radium Institute, Saint-Petersburg, Russian Federation.

** Nuclear Safety Institute of The Russian Academy of Sciences, Moscow, Russian Federation.

*** Scientific and Engineering Centre for Nuclear and Radiation Safety, Moscow, Russian Federation.

Введение

Технология остекловывания жидких высокоактивных радиоактивных отходов (ВАО) используется в ряде стран (Франция, Россия, США, Великобритания, Япония и др.) в промышленном масштабе уже более 30 лет. Тем не менее исследования по совершенствованию технологий, включая выбор состава матрицы, главным образом боросиликатных стекол (БСС), и их долговременной устойчивости, с целью подтверждения безопасности захоронения в глубоких геологических формациях, практически непрерывно продолжаются [1].

Для промышленного применения в России матрица БСС впервые разработана и испытана на модельных составах для иммобилизации ВАО, образующихся по базовой технологии переработки отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) ВВЭР-1000, в Опытном демонстрационном центре по переработке ОЯТ ФГУП «ГХК» [2]. В результате исследований показано [3], что основные физико-химические характеристики модельных БСС соответствуют нормативным требованиям [4]. Следующий этап исследований – определение радиационной устойчивости к воздействию всех типов излучений в долговременной перспективе (до 10^4 лет). Приступая к таким исследованиям необходимо провести расчеты дозовой нагрузки в интегральном виде и от каждого вида излучения в отдельности для остеклованных ВАО, с учетом как технологических параметров, так и геометрических размеров бидона со стеклом. Такие предварительные данные позволяют сформулировать требования к дальнейшим экспериментам в лабораторных условиях с применением различных вариантов внешнего и внутреннего облучений.

На первом этапе проведены исследования радиационных характеристик боросиликатного стекла, содержащего высокоактивные отходы [5] от переработки ОЯТ ВВЭР-1000 при условии полного поглощения всех типов излучений в стекле. Для расчета составов ОЯТ и остеклованных ВАО, а также радиационных характеристик применялся комплекс TRACT [6]. С целью дополнительной кросс-верификации расчетов поглощенной дозы в стекле, а также учета реальной геометрии упаковки проведены дополнительные исследования, результаты которых приведены ниже.

Характеристики модельного боросиликатного стекла

По базовой технологии переработки ОЯТ ВВЭР-1000 на ОДЦ ГХК планируется остеклованные ВАО размещать в бидоны. Общий вид бидона и его размеры представлены на рис. 1. Химический состав модельного БСС приведен в табл. 1 [5]. Плотность БСС составляет $2,76 \text{ г/см}^3$. По базовой технологии бидон заполняется на 85–90 % объема, что соответствует примерно 100 л.

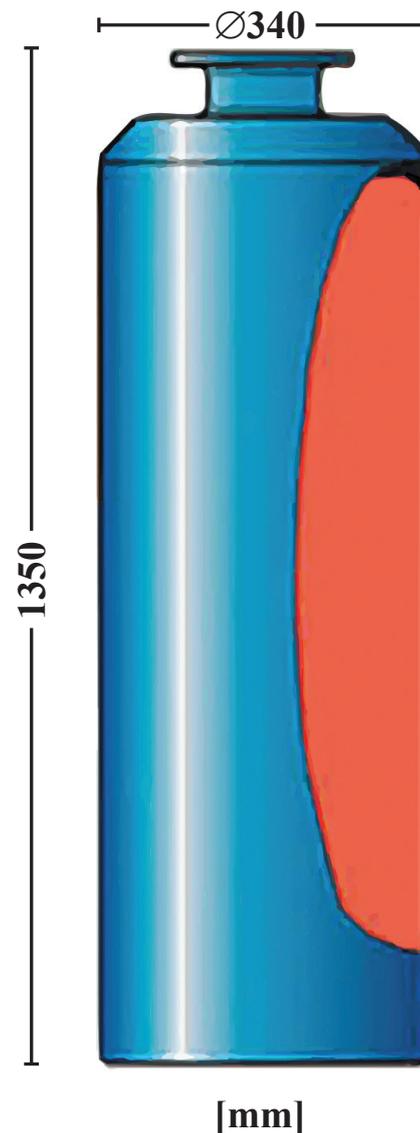


Рис. 1. Общий вид бидона для остеклованных высокоактивных радиоактивных отходов в Опытном демонстрационном центре по переработке ОЯТ ФГУП «ГХК»

Таблица 1

Состав модельного боросиликатного стекла

Состав БСС	% масс.	кг
SiO ₂	45,6	126,4
B ₂ O ₃	14,4	39,9
Al ₂ O ₃	2,4	6,7
Na ₂ O	13,35	37,0
CaO	2,4	6,7
Fe ₂ O ₃	0,25	0,7
NiO	0,12	0,3
Cr ₂ O ₃	0,72	2,0
Li ₂ O	2,8	7,8
MnO ₂	2,4	6,7
Оксиды ВАО	15,56	42,9

Расчет нуклидного состава БСС-20

С целью дополнительной верификации оценок составов ОЯТ и проведения всего комплекса расчетов в единой среде в данной работе принято решение использовать зарубежный код “SCALE” [7], предназначенный для моделирования ядерно-физических процессов.

С помощью модуля “SCALE/Triton” разработана 3D модель бесконечной ТВС-2М реактора ВВЭР-1000. Моделирование выгорания ядерного топлива проводилось при усредненных параметрах по активной зоне:

- обогащение: 4,67 %;
- кампания: 3 по 18 мес.;
- выгорание: 50 МВт сут/кгU.

Коэффициент размножения нейтронов в процессе выгорания принят на уровне $k_{\infty} = 1$. В результате моделирования получен усредненный состав ОЯТ от реактора ВВЭР-1000.

С помощью модуля “SCALE/Origen” моделировался состав тонны тяжелых атомов в ОЯТ после семи лет выдержки (условия переработки). Далее, для учета технологических особенностей из полученного состава были удалены легколетучие

элементы, которые в процессах резки и растворения ОЯТ в азотной кислоте и при остекловывании переходят в газовую фазу целиком (H, C, Kr, I, Cl, Xe и др.) или частично (Tc, Ru, Cs) [8]. Для последних условно принято, что унос с парогазовой фазой составляет 5 % от исходного количества. Кроме того, по базовой технологии Zr на 30 % выделяется в другой тип радиоактивных отходов. Уран и плутоний выделяются с коэффициентами недоизвлечения 0,01 % и 0,025 %, соответственно. Оставшиеся элементы в форме оксидов полностью включаются в состав БСС.

В результате проведенных расчетов из 1 т ОЯТ (1,13 т оксидов ОЯТ) получается 62,19 кг оксидов ВАО, при этом в бидон (рис. 1), согласно табл. 1, помещается 42,95 кг оксидов ВАО. На последней операции оксиды ВАО смешиваются с 233,05 кг стекломассы (табл. 1). Блок-схема получения состава БСС с оксидами ВАО приведена на рис. 2.

Нуклидный состав актинидов и продуктов деления, вносящих наибольший вклад в активность, приведен в табл. 2. Суммарная активность остеклованных ВАО составляет $\sim 1,4 \cdot 10^{16}$ Бк в начальный момент времени.

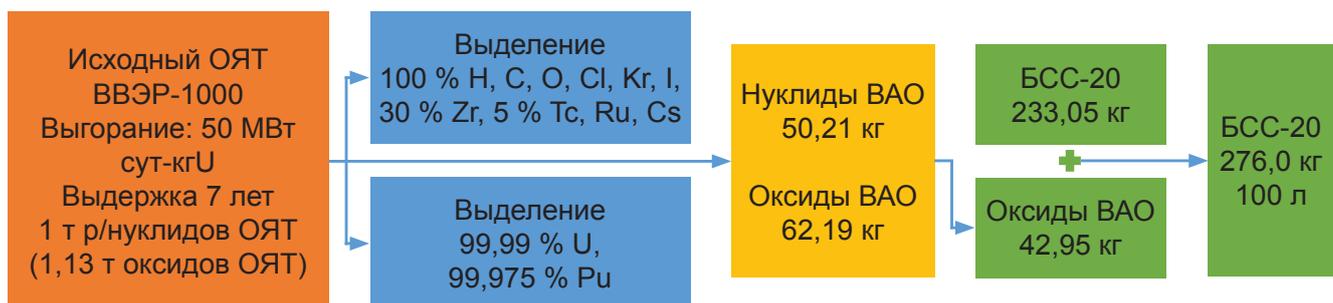


Рис. 2. Блок-схема получения состава БСС-20 с оксидами ВАО

Таблица 2

Расчетный нуклидный состав высокоактивных радиоактивных отходов модельного боросиликатного стекла

Нуклид	Тип распада	Активность, Бк
⁹⁰ Y	β	2,36E+15
⁹⁰ Sr	β	2,36E+15
⁹³ Zr	β	2,24E+10
⁹⁹ Tc	β	5,23E+11
¹⁰⁶ Rh	β	1,37E+14
¹⁰⁶ Ru	β	1,37E+14
^{110m} Ag	β	8,05E+10
¹²¹ Sn	β	6,46E+11
¹²⁵ Sb	β	5,44E+13
^{125m} Te	β	1,33E+13
¹³⁴ Cs	β	6,11E+14
^{137m} Ba	ИП	3,24E+15
¹³⁷ Cs	β	3,42E+15
¹⁴⁴ Pr	β	5,97E+13
¹⁴⁴ Ce	β	5,97E+13
¹⁴⁷ Pm	β	8,72E+14
¹⁵¹ Sm	β	1,12E+13
¹⁵⁴ Eu	β	1,67E+14
¹⁵⁵ Eu	β	5,67E+13

Нуклид	Тип распада	Активность, Бк
²³² U	α	1,90E+05
²³⁵ U	α	6,99E+04
²³⁶ U	α	1,10E+06
²³⁸ U	α	8,41E+05
²³⁶ Pu	α	1,57E+06
²³⁸ Pu	α	3,85E+10
²³⁹ Pu	α	2,73E+09
²⁴⁰ Pu	α	5,56E+09
²⁴¹ Pu	β	8,73E+11
²⁴² Pu	α	1,86E+07
²³⁷ Np	α	1,40E+10
²³⁹ Np	β	8,62E+11
²⁴¹ Am	α	5,15E+13
²⁴² Am	β	3,80E+11
²⁴³ Am	α	8,62E+11
²⁴² Cm	α	3,61E+11
²⁴³ Cm	α	1,02E+12
²⁴⁴ Cm	α	1,15E+14
²⁴⁵ Cm	α	2,38E+10

Анализ радиационных характеристик остеклованных высокоактивных радиоактивных отходов

Далее, с помощью модуля “SCALE/Origen” выполнены расчеты изменения радионуклидных составов и радиационных характеристик БСС-20 при выдержке до 10⁴ лет. Получены значения энерговыделения, энергетические спектры альфа-, бета-, гамма- и нейтронного излучения на всем рассматриваемом временном интервале. Изменение энерговыделения приведено на рис. 3. Суммарная поглощенная доза через 10⁴ лет составляет 9,18·10⁹ Гр, от альфа-излучения – 4,84·10⁹ Гр (5,3·10¹⁸ распадов/г стекла), от бета-излучения – 2,66·10⁹ Гр, от гамма-излучения – 1,68·10⁹ Гр.

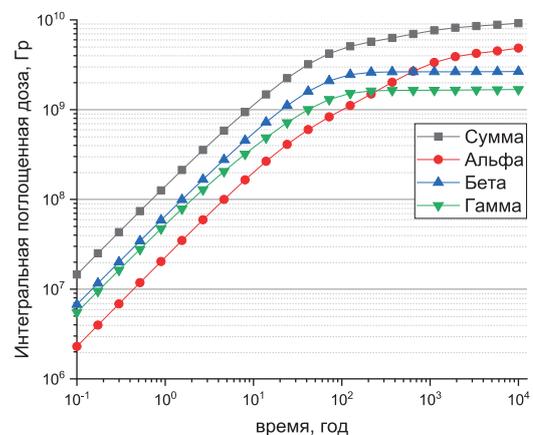
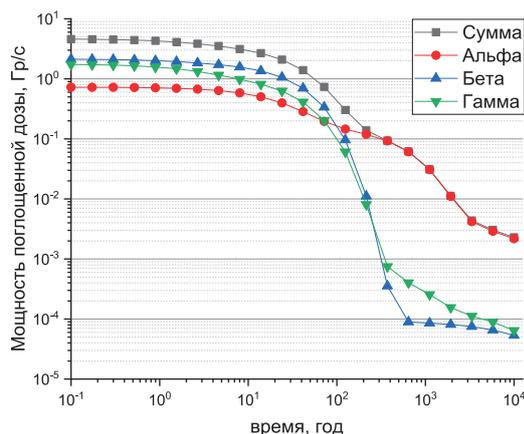
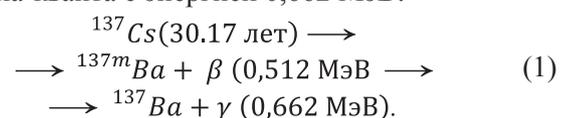


Рис. 3. Распределения мощности поглощенной дозы и поглощенной дозы в период времени 10⁴ лет

Анализируя рис. 3 видно, что примерно через 250 лет происходит спад мощности дозы от гамма-квантов. На этом временном интервале основной вклад в поглощенную дозу вносит ^{137m}Ba, генерируемый родительским изотопом ¹³⁷Cs. ¹³⁷Cs является бета-источником с периодом полураспада 30,17 лет [9]. При распаде образуется метастабильный ^{137m}Ba и бета-частица с энергией 0,512 МэВ. ^{137m}Ba переходит в основное состояние с выделением гамма-кванта с энергией 0,662 МэВ:



На рис. 4 приведен спектр и интенсивность гамма-источника в начальный момент выдержки остеклованных ВАО и спустя 500 лет, когда вклад в мощность дозы от ^{137m}Ba уже не является определяющим. Дальнейший небольшой вклад вносят в основном актиниды.

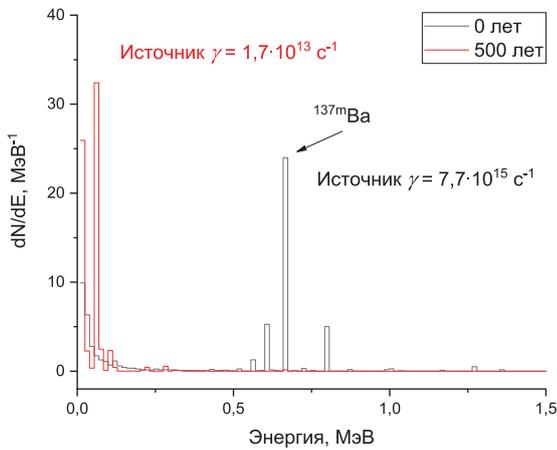
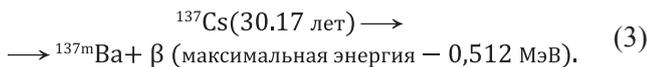
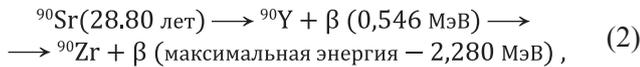


Рис. 4. Спектр источника гамма-квантов в остеклованных высокоактивных радиоактивных отходах в начальный момент времени и через 500 лет

По анализу бета-спектра можно судить, что практически все накопление дозы от бета-излучения происходит примерно до 250 лет. Источники, вносящие наибольший вклад в дозу в этот период, – ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{90}Y [9–10]:



На рис. 5 приведен спектр и интенсивность бета-источника в начальный момент выдержки остеклованных ВАО и спустя 500 лет, когда вклад в мощность дозы от ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{90}Y уже не является определяющим.

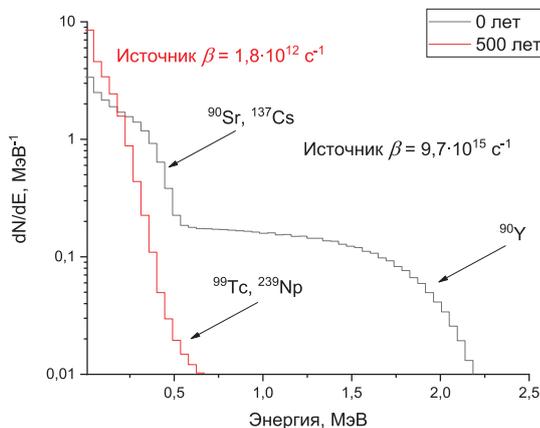
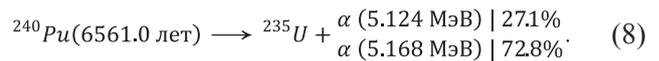
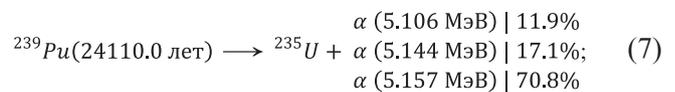
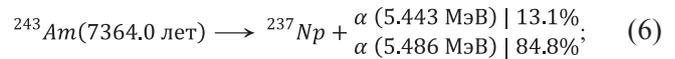
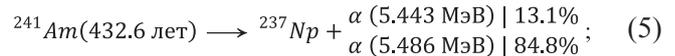
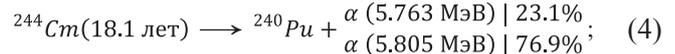


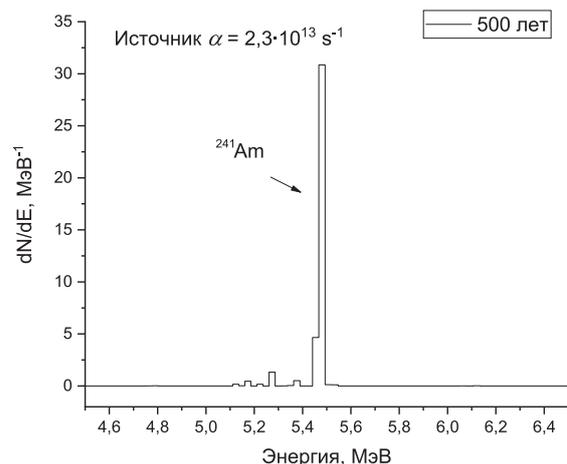
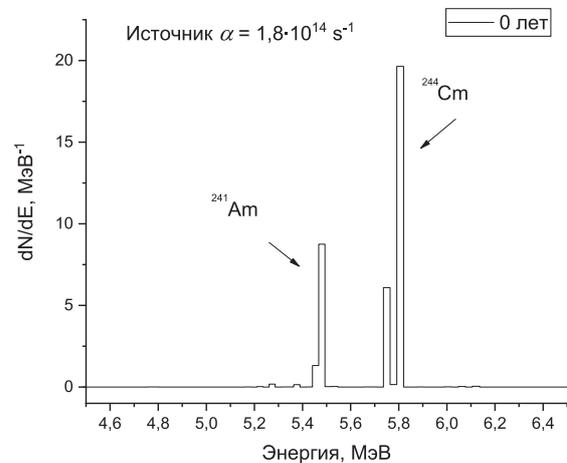
Рис. 5. Спектр источника бета-частиц в остеклованных высокоактивных радиоактивных отходах в начальный момент времени и через 500 лет

Анализ полученных спектров альфа-излучения показывает, что можно выделить три характерных этапа накопления дозы:

- 1) 0–150 лет, основной вклад в дозу обусловлен ^{244}Cm (4);
- 2) 150–3500 лет, основной вклад в дозу обусловлен ^{241}Am (5);
- 3) $3,5 \cdot 10^3 - 10^4$ лет, основной вклад в дозу обусловлен ^{243}Am , ^{239}Pu , ^{240}Pu (6–8).



На рис. 6 приведен спектр и интенсивность источников альфа-излучения в начальные периоды обозначенных этапов.



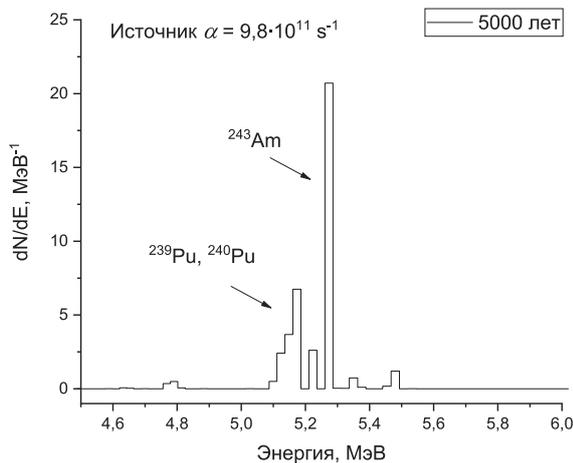


Рис. 6. Спектр источника альфа-частиц в остеклованных высокоактивных радиоактивных отходах в начальный момент времени, через $5 \cdot 10^2$ и $5 \cdot 10^3$ лет

Вклад от нейтронов в мощность поглощенной дозы пренебрежимо мала в связи с тем, что интенсивность нейтронного источника от спонтанного деления и от (α, n) -реакций на семь порядков меньше источника гамма-квантов [5]. В связи с этим нейтронный источник остеклованных ВАО в дальнейшем анализе не учитывается.

Модельный расчет поглощенной дозы

Поглощенная доза в условиях полного поглощения оценивалась с применением программного средства (ПС) “SCALE/Origen”. Для оценки поглощенной дозы во времени от каждого вида излучения в условиях реальной геометрии применялся транспортный код ПС “RHITS” [11], позволяющий моделировать перенос нейтронов, гамма-квантов и других частиц в 3D-геометрии.

Трехмерная геометрия БСС задавалась в виде цилиндра с размерами, представленными на рис. 1. Источники излучений (альфа-, бета- и гамма) заданы равномерно по объему цилиндра. В качестве спектра излучения могут использоваться энергетические характеристики, полученные с использованием “SCALE/Origen”, в групповом разбиении, либо характеристики, полученные непосредственно в ПС “RHITS” с использованием данных по активности нуклидов.

На первом этапе проведен тестовый расчет мощности поглощенной дозы в условиях полного поглощения излучения в объеме остеклованных ВАО ($\dot{D}_\alpha^{full}, \dot{D}_\beta^{full}, \dot{D}_\gamma^{full}$). Для этого граница «стекло-среда» определена как отражающая. В результате в случае использования 47-го группового спектра излучения гамма-источника, полученного в ПС “SCALE/Origen”, мощность поглощенной дозы выходила на 10 % выше, а в случае самостоятельного

расчета энергетических характеристик в ПС “RHITS” от заданных нуклидов мощность поглощенной дозы от гамма-излучения совпала со значением, полученным в ПС “SCALE/Origen” с точностью до 1 %. ПС “SCALE/Origen” в своих расчетах так же использует дискретный спектр излучения, но на выходе можно получить только групповое разбиение. Поэтому в дальнейших расчетах в ПС “RHITS” использовался спектр излучения источника, рассчитанный из активности нуклидов, входящих в состав ВАО. Суммарная мощность поглощенной дозы ПС “RHITS” так же совпала с ПС “SCALE/Origen” с точностью до 1 %.

На втором этапе проведен модельный расчет мощности поглощенной дозы в объеме стекла с учетом 3D-геометрии и выходом соответствующих частиц за пределы границы «стекло-среда» ($\dot{D}_\alpha^{model}, \dot{D}_\beta^{model}, \dot{D}_\gamma^{model}$). На рис. 7 представлено распределение плотности потока гамма-квантов в объеме стекла и за его пределами.

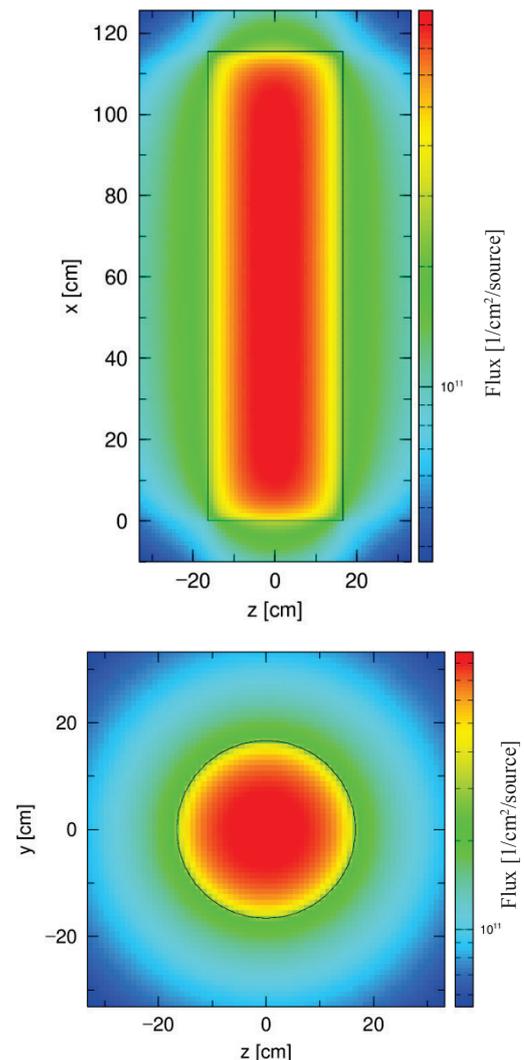


Рис. 7. Распределение плотности потока гамма-квантов в остеклованных высокоактивных радиоактивных отходах. Верхний рисунок – вид сбоку, нижний – вид сверху

Стоит отметить, что средняя \dot{D}_γ^{model} в начальный момент времени по всему объему бидона равняется 1,23 Гр/с, но ввиду конечных геометрических характеристик бидона, поглощение имеет неравномерный характер и в центре бидона \dot{D}_γ^{model} достигает 1,62 Гр/с, тогда как на краю, по радиусу, падает до 0,78 Гр/с (рис. 8).

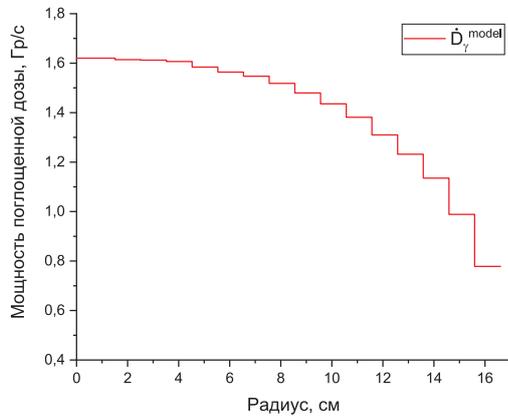


Рис. 8. Распределение \dot{D}_γ^{model} по радиусу бидона с остеклованными высокоактивными радиоактивными отходами в начальный момент времени

Сравнивая среднюю \dot{D}_γ^{model} по бидону с мощностью поглощенной дозы в случае полного поглощения \dot{D}_γ^{full} , получаем, что в модельном расчете гамма-кванты дают вклад от 70 % в первые 250 лет до 90,5 % через 500 лет и до 81,6 % через 10^4 лет (рис. 9). Увеличение доли поглощения в процессе выдержки подтверждается смягчением спектра гамма-квантов в сторону низких энергий (рис. 4). В итоге поглощенная доза от гамма-квантов в среднем составляет 70 % от дозы при полном поглощении, а в центральной области – 91,7 %.

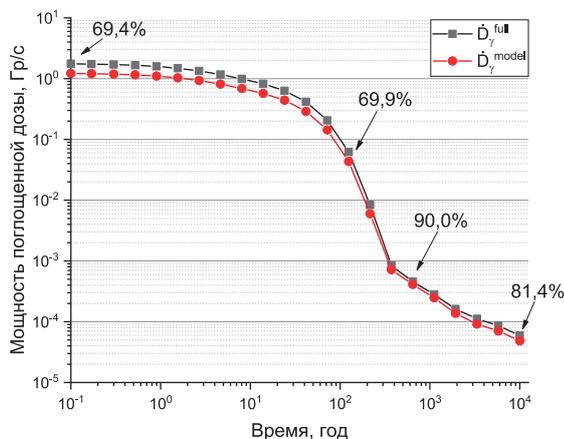


Рис. 9. Разница в мощностях поглощенной дозы в расчетах по ПС “РНТС” в случаях с полным и модельным поглощением

Вследствие ионизации среды от гамма-квантов вклад в поглощенную дозу так же вносит вторичное бета-излучение, однако этот вклад на два

порядка меньше, чем вклад от первичного гамма-источника, и не учитывается.

Длина пробега бета-частицы в стекле БСС-20 от основных ^{137}Cs и ^{90}Sr составляет 1 мм, от ^{90}Y с максимальной энергией бета-частицы 2,2 МэВ – 7 мм. Длина пробега бета-частиц рассчитана в ПС “Casino” [12]. В связи с тем, что бета-частицы имеют небольшую длину пробега, они практически полностью поглощаются в объеме стекла и не вносят ярко выраженную неравномерность в мощность поглощенной дозы \dot{D}_β^{model} в объеме бидона (рис. 10). Был проведен расчет мощности поглощенной дозы \dot{D}_β^{full} в условиях реальной 3D-геометрии и при условии отражающей границы «стекло-среда», что эмулирует случай полного поглощения, которое происходит в центральной области бидона. В центральной области бидона происходит максимальное поглощение, в отличие от полной модели, ввиду граничных эффектов, когда бета-частицы находятся рядом с границей «стекло-среда». Согласно расчетам в условиях реальной 3D-геометрии бета-частицы дают вклад в поглощенную дозу на 0,4 % меньше в первые несколько сотен лет и 0,06 % в последующие года, когда как вклад от мощных бета-излучателей сходит на нет. Бета-частицы порождают вторичное гамма-излучение, но его вклад на много порядков ниже.

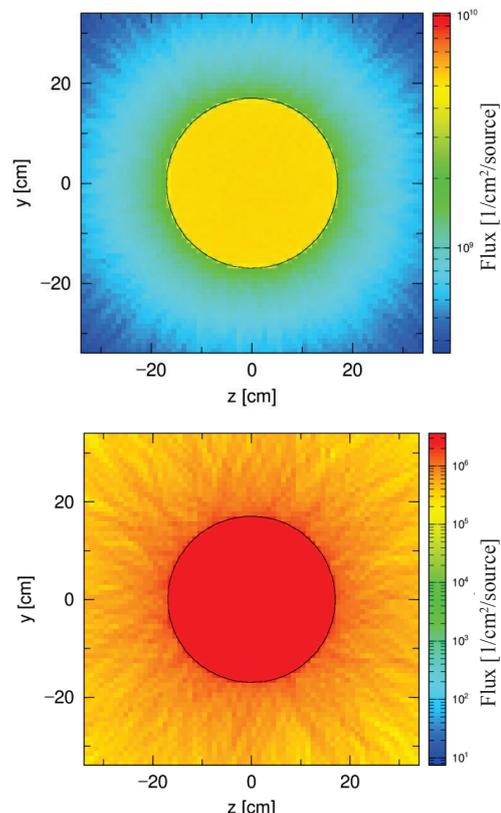


Рис. 10. Распределение плотности потока бета- (вверху) и альфа- (внизу) частиц в остеклованных высокоактивных радиоактивных отходах, вид сверху

Длина пробега альфа частицы – 20 мкм при энергии 5,8 МэВ (^{244}Cm). Длина пробега альфа-частиц была рассчитана в ПС “SRIM” [13]. В связи с тем, что альфа-частицы имеют самую маленькую длину пробега, они практически полностью и равномерно поглощаются в объеме стекла. Вылетают лишь те альфа-частицы, которые образовались на границе «стекло-среда» (рис. 10). Альфа-частицы, вступая в реакцию с легкими элементами, вызывают образование нейтронов, ионизируя среду, образовывается вторичное гамма- и бета-излучение, но их вклад в мощность дозы так же на много порядков ниже.

В результате расчета установлено, что бета-частицы на 99,6 % поглощаются в объеме остеклованных ВАО, альфа-частицы – на 99,99 %.

На рис. 11 приведены графики распределения средней мощности поглощенной дозы в объеме бидона от модельного расчета (ПС “PHITS”) и поглощенная доза в период времени 10^4 лет. На рис. 12 приведен график скорости набора поглощенной дозы в объеме бидона. В табл. 3 приведено сравнение поглощенной дозы за 10^4 лет при разных подходах к расчету. Как и в случае полного поглощения, практически вся поглощенная доза от гамма- и бета-излучения набирается за первые 250 лет. Основной вклад в гамма-излучение вносит дочерний изотоп $^{137}\text{Cs} - ^{137\text{m}}\text{Ba}$. Основной вклад в бета-излучение за первые 250 лет вносят ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{90}Y , далее преобладает вклад от ^{99}Tc и ^{239}Np . Доза от альфа-излучения продолжает расти на всем рассматриваемом временном интервале. В период до 150 лет основной вклад в дозу вносит ^{244}Cm , от 150 до 3 500 лет – ^{241}Am и от 3 500 до 10^4 лет – ^{243}Am , ^{239}Pu , ^{240}Pu .

Из табл. 3 видно, что значения поглощенной дозы, полученные разными методами расчета, в случае полного поглощения имеют достаточно точное совпадение, обеспечивая тем самым дополнительную кросс-верификацию используемым ПС.

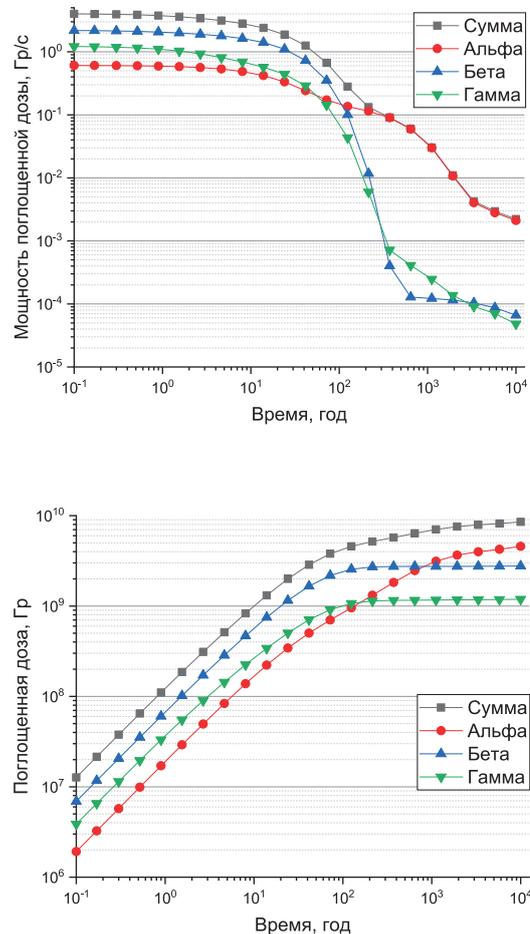


Рис. 11. Модельный расчет распределения средней мощности поглощенной дозы в объеме бидона и интегральной поглощенной дозы в период времени 10^4 лет

Таблица 3

Поглощенная доза за 10^4 лет, Гр / % от полного поглощения

	Полное поглощение (ПС “SCALE/Origen”)	Полное поглощение (ПС “PHITS”)	Модельный расчет, центральная область (ПС “PHITS”)	Модельный расчет, среднее по всему объему (ПС “PHITS”)
Гамма	$1,68 \cdot 10^9$	$1,70 \cdot 10^9$	$1,56 \cdot 10^9 / 91,7 \%$	$1,19 \cdot 10^9 / 70,0 \%$
Бета	$2,66 \cdot 10^9$	$2,78 \cdot 10^9$	$2,78 \cdot 10^9 / 100 \%$	$2,77 \cdot 10^9 / 99,6 \%$
Альфа	$4,84 \cdot 10^9$	$4,57 \cdot 10^9$	$4,57 \cdot 10^9 / 100 \%$	$4,57 \cdot 10^9 / 100 \%$
Сумма	$9,18 \cdot 10^9$	$9,05 \cdot 10^9$	$8,9 \cdot 10^9 / 98,3 \%$	$8,53 \cdot 10^9 / 94,2 \%$

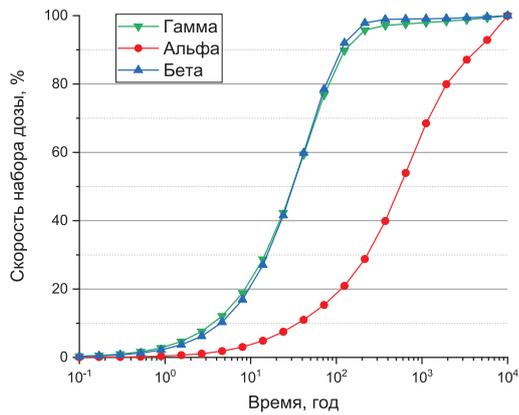


Рис. 12. Модельный расчет скорости набора поглощенной дозы в объеме бидона

Исходя из вышеуказанных данных, матрица остеклованных ВАО должна без существенных изменений своих свойств быть стойкой к воздействию поглощенной дозы с величиной как минимум $8,9 \cdot 10^9$ Гр.

Заключение

Результаты представленного в настоящей работе анализа показывают, что при долговременном хранении и последующем захоронении суммарная поглощенная доза для ВАО, остеклованных в боросиликатную матрицу, по всем видам излучений за период до 10^4 лет составит существенную величину – до $9,2 \cdot 10^9$ Гр, при этом доза от альфа-излучения составит до $4,8 \cdot 10^9$ Гр ($5,3 \cdot 10^{18}$ распадов/г стекла), бета-излучения – до $2,7 \cdot 10^9$ Гр, гамма-излучения – до $1,7 \cdot 10^9$ Гр. В дальнейшем запланировано подтверждение радиационной стойкости матрицы ВАО посредством проведения экспериментов, эмулирующих ускоренный набор поглощенной дозы (в частности, при сквозном облучении протонами и включении в состав матрицы высокоактивных альфа-излучателей).

Литература

1. Gin S., Jollivet P., Tribet M., Peugeot S. and Schuller S. Radionuclides Containment in Nuclear Glasses: an Overview. *Radiochim, Acta*, 2017.
2. Gavrilov P. M., Kudryavtsev E. G., Revenko Yu. A. et al. Complete Testing of SNF Reprocessing Technology for EDC in the Hot Cells of FSUE MCC. International Conference “GLOBAL-2011”, September 4–9, 2011, Nagoja, Japan.
3. Алой А. С., Трофименко А. В., Кольцова Т. И., Никандрова М. В. Физико-химические характеристики остеклованных модельных ВАО ОДЦ ГХК // *Радиоактивные отходы*. 2018. № 4 (5). С. 67–75.
4. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. Сбор, переработка, хранение и кондиционирование жидких радиоактивных отходов. Требования безопасности (НП-019-15). – Москва: Федеральная служба по экологическому, технологическому и атомному надзору, 2015.
5. Алой А. С., Блохин А. И., Блохин П. А., Ковалев Н. В. Радиационные характеристики боросиликатного стекла, содержащего высокоактивные отходы // *Радиоактивные отходы*. 2020. № 3 (12). С. 93–100. DOI: 10.25283/2587-9707-2020-3-93-100.
6. Блохин А. И., Блохин П. А., Сипачев И. В. Возможности расчетного кода “TRACT” для решения задач характеризации радионуклидного состава РАО и ОЯТ // *Радиоактивные отходы*. 2018. № 2 (3). С. 95–104.
7. SCALE Nuclear Systems Modeling & Simulation. URL: <https://www.ornl.gov/scale> (дата обращения: 01.08.2020).
8. Treatment of Radioactive Gaseous Waste. IAEA-TECDOC-1744, IAEA, Vienna, 2014.
9. Алой А. С., Баранов С. В., Логунов М. В. и др. Источники гамма-излучения с цезием-137 (свойства, производство, применение). – Озерск: РИЦ ВРБ ФГУП “ПО «Маяк»”. – 2013. С. 82–90.
10. Хольнов Ю. В., Чечев В. П., Камынов Ш. В. и др. Характеристики излучений радиоактивных нуклидов, применяемых в народном хозяйстве: Справочник. – М.: Атомиздат, 1980.
11. Sato T., Iwamoto Y., Hashimoto S., Ogawa T., Furuta T., Abe S. et al. Features of Particle and Heavy Ion Transport Code System PHITS Version 3.02, *J. Nucl. Sci. Technol.* 55, 684–690 (2018).
12. Casino – Monte Carlo Simulation of Electron Trajectory in Solids. URL: <http://www.gel.usherbrooke.ca/casino> (дата обращения: 01.08.2020).
13. SRIM – The Stopping and Range of Ions in Matter. URL: <http://www.srim.org> (дата обращения: 01.08.2020).

References

1. Gin S., Jollivet P., Tribet M., Peugeot S. and Schuller S. Radionuclides Containment in Nuclear Glasses: an Overview. *Radiochim, Acta*, 2017.
2. Gavrilov P. M., Kudryavtsev E. G., Revenko Yu. A. et al. Complete Testing of SNF Reprocessing Technology for EDC in the Hot Cells of FSUE MCC. International Conference “GLOBAL-2011”, September 4–9, 2011, Nagoja, Japan.
3. Aloy A. S., Trofimenko A. V., Koltsova T. I., Nikandrova M. V. Fiziko-khimicheskie kharakteristiki osteklovannykh model'nyh VAO ODC GHK [Physical and Chemical Properties of Simulated Vitrified HLW at MCC Demonstration Center]. *Radioaktivnye otkhody – Radioactive waste*, 2018, no. 4 (5). pp. 67–75 [in Russian].
4. Federal'nye normy i pravila v oblasti ispol'zovaniya atomnoj energii. Sbor, pererabotka, khranenie i kondicionirovanie zhidkikh radioaktivnykh otkhodov. Trebovaniya bezopasnosti (NP-019-15) [Federal Nuclear Safety Regulations. Collection, Treatment, Storage and Conditioning of Liquid Radioactive Waste. Safety Requirements (NP-019-15)]. Moscow: Federal Environmental, Industrial and Nuclear Supervision Service, 2015.
5. Aloy A. S., Blokhin A. I., Blokhin P. A., Kovalev N. V. Radiacionnye kharakteristiki borosilikatnogo stekla, soderzhashchego vysokoaktivnye otkhody [Radiation Characteristics of Borosilicate Glass Containing High-Level Waste]. *Radioaktivnye otkhody – Radioactive waste*, 2020, no. 3 (12), pp. 93–100. DOI: 10.25283/2587-9707-2020-3-93-100 [in Russian].
6. Blokhin A. I., Blokhin P. A., Sipachev I. V. Vozmozhnosti raschetnogo koda “TRACT” dlya resheniya zadach kharakterizatsii radionuklidnogo sostava RAO i OYAT [TRACT Code Capabilities for Computing Radionuclide Composition of Radioactive Waste and Spent Nuclear Fuel]. *Radioaktivnye otkhody – Radioactive waste*, 2018, no. 2 (3), pp. 95–104 [in Russian].
7. SCALE Nuclear Systems Modeling & Simulation. URL: <https://www.ornl.gov/scale> (reference date: 01.08.2020).
8. Treatment of Radioactive Gaseous Waste. IAEA-TECDOC-1744, IAEA, Vienna, 2014.
9. Aloy A. S., Baranov S. V., Logunov M. V. et al. (2013). Istochniki gamma-izlucheniya s ceziem-137 (svoystva, proizvodstvo, primeneniye) [Gamma Sources with Cesium-137 (Properties, Production, Application)]. Ozersk: RIC VRB FGUP “PO «Mayak»” [in Russian].
10. Kholnov Yu. V., Chechev V. P., Kamynov Sh. V. et al. (1980). Kharakteristiki izlucheniya radioaktivnykh nuklidov, primenyaemykh v narodnom hozyajstve: Spravochnik [Emission Characteristics of Radionuclides Used in Civilian Applications: Handbook]. Moscow: Atomizdat [in Russian].
11. Sato T., Iwamoto Y., Hashimoto S., Ogawa T., Furuta T., Abe S. et al. Features of Particle and Heavy Ion Transport Code System PHITS Version 3.02, *J. Nucl. Sci. Technol.* 55, 684–690 (2018).
12. Casino – Monte Carlo Simulation of Electron Trajectory in Solids. URL: <http://www.gel.usherbrooke.ca/casino> (reference date: 01.08.2020).
13. SRIM – The Stopping and Range of Ions in Matter. URL: <http://www.srim.org> (reference date: 01.08.2020).

Сведения об авторах

Алой Альберт Семенович, главный научный сотрудник АО «Радиевый институт им. В. Г. Хлопина» (194021, г. Санкт-Петербург, 2-й Муринский проспект, д. 28).

Ковалёв Никита Владимирович, научный сотрудник АО «Радиевый институт им. В. Г. Хлопина» (194021, г. Санкт-Петербург, 2-й Муринский проспект, д. 28).

Прокошин Александр Михайлович, научный сотрудник АО «Радиевый институт им. В. Г. Хлопина» (194021, г. Санкт-Петербург, 2-й Муринский проспект, д. 28).

Блохин Анатолий Иванович, ведущий научный сотрудник ФГБУН Институт проблем безопасного развития атомной энергетики Российской академии наук (ИБРАЭ РАН) (115191, г. Москва, Большая Тульская ул., д. 52).

Блохин Павел Анатольевич, научный сотрудник ФГБУН Институт проблем безопасного развития атомной энергетики Российской академии наук (ИБРАЭ РАН) (115191, г. Москва, Большая Тульская ул., д. 52).

Курындин Антон Владимирович, начальник отдела общих проблем ядерной и радиационной безопасности, федеральное бюджетное учреждение «Научно-технический центр по ядерной и радиационной безопасности» (107140, г. Москва, ул. Малая Красносельская, д. 2/8, корп. 5).

Понизов Антон Владимирович, начальник отдела безопасности предприятий топливного цикла, федеральное бюджетное учреждение «Научно-технический центр по ядерной и радиационной безопасности» (107140, г. Москва, ул. Малая Красносельская, д. 2/8, корп. 5).

Маковский Сергей Валерьевич, научный сотрудник лаборатории ядерной безопасности нереакторных ядерных установок, федеральное бюджетное учреждение «Научно-технический центр по ядерной и радиационной безопасности» (107140, г. Москва, ул. Малая Красносельская, д. 2/8, корп. 5).

Для цитирования

Алой А. С., Ковалёв Н. В., Прокошин А. М., Блохин А. И., Блохин П. А. и др. К вопросу об оценке поглощенной дозы в остеклованных высокоактивных радиоактивных отходах с учетом реальной геометрии бидонов // Ядерная и радиационная безопасность. 2020. № 4 (98). С. 61–72. DOI: 10.26277/SECNRS.2020.98.4.006.

Author credentials

Aloy Albert Semenovich, Senior Scientific Researcher, V. G. Khlopin Radium Institute (28 2nd Murinsky prospect, St. Petersburg, 194021), e-mail: aloy@khlopin.ru.

Kovalev Nikita Vladimirovich, Scientific Researcher, V. G. Khlopin Radium Institute (28 2nd Murinsky prospect, St. Petersburg, 194021), e-mail: kovalev@khlopin.ru.

Prokoshin Aleksandr Mikhailovich, Scientific Researcher, V. G. Khlopin Radium Institute (28 2nd Murinsky prospect, St. Petersburg, 194021), e-mail: prokoshin@khlopin.ru.

Blokhin Anatoly Ivanovich, Leading Scientific Researcher, Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (IBRAE RAN) (52 Bolshaya Tulkaya street, Moscow, 115191), e-mail: bai@ibrae.ac.ru.

Blokhin Pavel Anatolyevich, Scientific Researcher, Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (IBRAE RAN) (52 Bolshaya Tulkaya street, Moscow, 115191), e-mail: blokhin@ibrae.ac.ru.

Kuryndin Anton Vladimirovich, Chief of Division of Nuclear and Radiation Safety Division, “Scientific and Engineering Centre for Nuclear and Radiation Safety” (2/8 building 5, Malaya Krasnoselskaya street, Moscow, 107140), e-mail: kuryndin@secnrs.ru.

Ponizov Anton Vladimirovich, Chief of Division for Safety of Fuel Cycle Facilities, “Scientific and Engineering Centre for Nuclear and Radiation Safety” (2/8 building 5, Malaya Krasnoselskaya street, Moscow, 107140), e-mail: ponizov@secnrs.ru.

Makovskiy Sergey Valerievich, Scientific Researcher, Nuclear Safety Laboratory for Non-Reactor Nuclear Installations, “Scientific and Engineering Centre for Nuclear and Radiation Safety” (2/8 building 5, Malaya Krasnoselskaya street, Moscow, 107140), e-mail: makovskiy@secnrs.ru.

For citation

Aloy A. S., Kovalev N. V., Prokoshin A. M., Blokhin A. I., Blokhin P. A. et al. On the Evaluation of Absorbed Dose in Vitrified High Level Radioactive Waste with the Account of Real Can Geometry. Nuclear and Radiation Safety, 2020, no. 4 (98), pp. 61–72. DOI: 10.26277/SECNRS.2020.98.4.006 [in Russian].

