

УДК 539.163:621.039.54:574.614.876

## ОЦЕНКА КОНЦЕНТРАЦИИ ТОПЛИВНЫХ ЧАСТИЦ, ВЫПАВШИХ НА ТЕРРИТОРИЮ БЕЛОРУССКОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

© 2018 г. В. Н. Забродский<sup>1,\*</sup>, Ю. И. Бондарь<sup>1</sup>, В. Н. Калинин<sup>1</sup>, В. И. Садчиков<sup>1</sup><sup>1</sup>Полесский государственный радиационно-экологический заповедник, Хойники, Беларусь

\*E-mail: vزابrodski@tut.by

Поступила в редакцию 23.03.2017 г.

В работе представлены результаты определения степени разрушения и концентрации топливных частиц, содержащихся в почве и донных отложениях на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Отбор проб производился в период с 2008 по 2013 г. Авторами использовался метод определения степени деструкции топливных частиц, основанный на применении мягкого карбонатного выщелачивания плутония без растворения матрицы UO<sub>2</sub>. С его помощью дана количественная оценка степени разрушения осколков ядерного топлива, выпавших на территории белорусской части зоны отчуждения ЧАЭС. Установлено, что степень разрушения топливных частиц в пробах почвы, отобранных в различных районах зоны отчуждения, изменяется в относительно узком диапазоне 82–94%, хотя плотность радиоактивного загрязнения трансурановыми элементами при этом изменяется более чем на три порядка. С использованием литературных данных о размерах топливных частиц произведена оценка их концентрации в верхнем 20-сантиметровом слое почвы и донных отложений. Значительно более высокая сохранность топливных частиц в донных отложениях (до 78%) объясняется пониженным содержанием кислорода на дне озера. Согласно полученным результатам, топливные частицы продолжают играть существенную роль в радиологической ситуации в зоне отчуждения ЧАЭС в настоящее время.

**Ключевые слова:** <sup>241</sup>Am, <sup>239,240</sup>Pu, зона отчуждения ЧАЭС, топливные частицы, карбонатное выщелачивание, альфа-спектрометрия, почва, донные отложения, радиоактивное загрязнение

DOI: 10.1134/S0869803118040173

Более 30 лет прошло с момента катастрофы на ЧАЭС, повлекшей загрязнение ближней зоны осколками ядерного топлива (топливными частицами). За прошедшее время состав и строение топливных частиц (ТЧ) подверглись детальному изучению с использованием современных физико-химических методов [1]. При этом изучались как макрообразцы почвы, частиц, так и индивидуальные частицы. В последнем случае были применены методы, позволяющие идентифицировать отдельную частицу, определить ее химический состав, строение и другие параметры. Для определения скорости растворения ТЧ в окружающей среде использовали методы, основанные на ацетатном [2, 3] и карбонатном [4–7] выщелачивании с определением доли сохранившихся ТЧ по <sup>90</sup>Sr [2, 3], <sup>154</sup>Eu [3], <sup>236</sup>U [5, 6], <sup>239,240</sup>Pu [4, 7].

В настоящей работе представлены результаты исследований проб почвы и донных отложений, отобранных на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ). Этот заповедник был организован на территории белорусской части зоны от-

чуждения Чернобыльской АЭС в сентябре 1988 г. Он был создан с целью проведения радиобиологических исследований и радиационно-экологического мониторинга зоны отчуждения. ПГРЭЗ расположен в юго-восточной части Беларуси, его территория простирается с востока на запад на 70 км, а с севера на юг — на 48 км. Площадь заповедника составляет 2162 км<sup>2</sup>. Его южная граница совпадает с государственной границей с Украиной на протяжении 130 км.

Цель настоящей работы заключалась в оценке актуальности проблемы наличия ТЧ на территории зоны отчуждения по истечению более чем четверти века с момента чернобыльской катастрофы.

### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Пробы почвы, подвергавшиеся анализу в лаборатории спектрометрии и радиохимии заповедника, попадали в лабораторию в ходе выполнения:

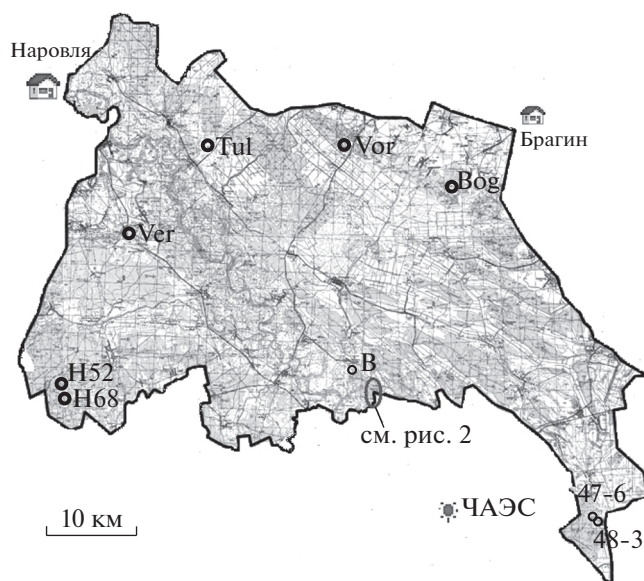


Рис. 1. Карта-схема мест отбора проб на территории ПГРЭС.

– текущих работ по радиационному обследованию лесосек по заказу отдела лесного хозяйства заповедника;

– проекта НАТО № 983057 “Радиоактивное загрязнение территории Беларуси в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике”, выполнявшемся в рамках программы Научного комитета НАТО “Науки для мира и безопасности” [8];

– анализа почвенных проб, предоставляемых сотрудниками других подразделений заповедника.

Такие характеристики, как место отбора проб и концентрация в них  $^{241}\text{Am}$ , принимались во внимание в первую очередь при выборе почвенных образцов для их дальнейшего анализа на содержание ТЧ.

Для определения степени разрушения ТЧ нами использован метод мягкого карбонатного выщелачивания плутония без растворения матрицы  $\text{UO}_2$  с последующим определением доли  $\text{Pu}$ , находящегося в матрице не подвергшихся разрушению (исходных) топливных частиц. Преимуществом наших данных по сравнению с вышеперечисленными является тот факт, что они более актуальны для настоящего времени (получены сравнительно недавно) и характеризуют процесс разрушения ТЧ за более длительный временной промежуток. Действительно, если в вышеупомянутых работах других авторов анализировались пробы, отобранные в конце прошлого тысячелетия, то в нашей работе исследовались пробы, отобранные в 2008–2013 гг.

**Места отбора проб почвы и донных отложений.** В работе исследовали образцы почвы, отобран-

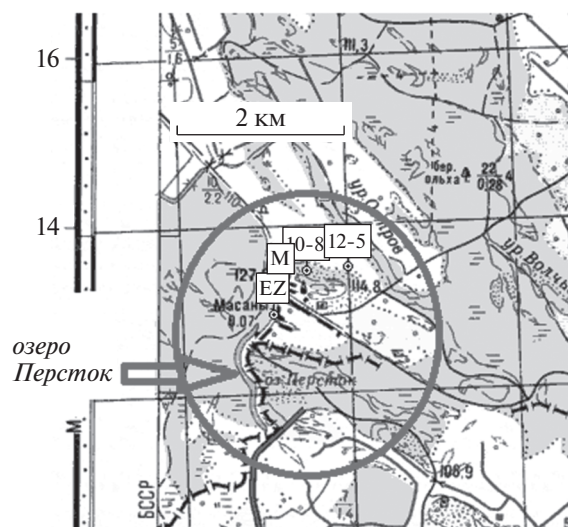


Рис. 2. Карта-схема мест отбора проб в районе оз. Персток. Подпись “EZ” обозначает место отбора пробы, результаты анализа которой описаны в работе [9].

ные как в местах с максимальной плотностью радиоактивного загрязнения (М, 10-8, 12-5), так и на периферии зоны отчуждения ЧАЭС. Места отбора почвенных проб указаны на рис. 1, 2. Все пробы донных отложений, за исключением пробы “В”, отбирались с оз. Персток.

Большую часть донных отложений отбирали из естественного пойменного оз. Персток, расположенного в окрестностях бывшего населенного пункта (б.н.п.) Масаны, в 3 км от р. Припять и в 13 км к северо-западу от ЧАЭС. Водоем является полностью замкнутым с сильной степенью зарастания; его площадь равна  $0.1 \text{ км}^2$ , средняя глубина — 1.8 м. Озеро находилось на пути движения радиоактивных выбросов первого дня аварии на ЧАЭС, поэтому радиоактивные выпадения, попавшие в озеро, содержат значительное число топливных частиц.

Исследовали также пробу донных отложений, отобранную со дна искусственного водоема (Боршевского затопления), образованного в результате перекрытия дамбой Погонянского мелиоративного канала в 1993 г. Боршевское затопление представляет собой мелководный водоем болотного типа площадью  $11.8 \text{ км}^2$ . Южная оконечность водоема расположена в 14 км к северу от ЧАЭС.

**Отбор проб почвы и донных отложений.** При отборе почвенных проб использовали пробоотборник диаметром 4 см и глубиной отбора 20 см. Производили четыре укола в вершинах квадрата с размерами сторон  $(10-20) \times (10-20) \text{ м}$ . Отобранные керны смешивали и гомогенизировали.

Пробы донных отложений “D35” и “B” отбирали с глубины 0.5 м вблизи береговой линии (расстояние около 2 м). Остальные пробы отбирали с лодки – расстояние от берега около 10 м, глубина 1.5–2 м. При отборе проб донных отложений использовали трубчатый пробоотборник диаметром 6 см. Толщина отбираемого слоя донных отложений – 20 см.

*Подготовка проб почвы и донных отложений к анализу* на содержание радионуклидов включала в себя доведение их до воздушно-сухого состояния. С этой целью пробу рассыпали тонким слоем на листе плотной бумаги, пинцетом выбирали корни и другие растительные остатки и сушили до достижения постоянного веса. Далее производили гомогенизацию пробы путем ее просеивания через сито с отверстиями диаметром 2 мм, отбор навески и ее размещение в измерительном сосуде. В случае радиохимических анализов пробы прокаливали при 600°C в течение 5 ч.

*Оценку степени разрушения топливных частиц*, представленных в чернобыльских выпадениях, выполняли методом карбонатного выщелачивания по методике, описанной в работе [4]. Из каждой пробы отбирали шесть навесок. Три навески использовались для выполнения параллельных опытов по карбонатному выщелачиванию, а еще три – для определения содержания изотопов плутония в исходном образце. Навески почвы массой 10 г перемешивали со 100 мл карбонатного раствора (10% Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> – 5% NaHCO<sub>3</sub>) в термостате при температуре 75 ± 5°C в течение 80–90 мин. После разделения фаз путем центрифугирования или фильтрования твердый остаток высушивали, а раствор выпаривали досуха. После этого полученные образцы прокаливали при 600°C и анализировали на содержание Pu.

Доля Pu, находящегося в виде ТЧ, (*F*), рассчитывалась по формуле:

$$F = \frac{A_r}{A_r + A_s},$$

где: *A<sub>r</sub>* – активность плутония в твердом остатке, Бк; *A<sub>s</sub>* – активность плутония в растворе (пропорциональна доле окисленных (разрушенных) топливных частиц), Бк.

Дополнительную информацию о содержании Pu в исходной почве, используемой в опытах по карбонатному выщелачиванию, получали путем анализа нескольких параллельных аликвот исходной почвы.

*Определение <sup>137</sup>Cs и <sup>241</sup>Am методом гамма-спектрометрии.* Гамма-спектрометр “Canberra” (США) позволяет производить инструментальное определение содержания как <sup>137</sup>Cs, так и <sup>241</sup>Am. Этот прибор включает в себя многоканальный анализатор DSA 1000 и детектор из особо чистого германия с композитным углеродным окном, разме-

щенный в свинцовом защитном блоке (модель 747E). Детектор имеет относительную эффективность 50% и позволяет проводить измерение γ- и рентгеновского излучения в диапазоне от 20 кэВ до 2 МэВ. Объем измеряемой пробы, как правило, составлял 100 см<sup>3</sup>.

*Радиохимическое определение <sup>239,240</sup>Pu и <sup>238</sup>Pu.* Содержание плутония определяли путем его центрирования на анионообменной смоле с последующим приготовлением мишени из фторида неодима для альфа-спектрометрических измерений. В качестве трассера использовали <sup>242</sup>Pu производства компании “Eckert & Ziegler” (США). Измерения выполнял на альфа-спектрометре (с шестью измерительными камерами) Alpha Analyst фирмы “Canberra” (США). Масса анализируемой пробы варьировала от 0.5 г (в случае использования микроволновой печи для растворения) до 10 г почвы при ее свыщелачивании на песчаной бане или электроплитке. Микроволновую печь использовали для растворения проб, содержащих повышенное количество радионуклидов (образцы M, D, D35, B). При этом величина стандартного относительного отклонения удельной активности <sup>239 + 240</sup>Pu в исходных почвенных пробах при их параллельном анализе изменялась от 6 до 31%, а в случае донных отложений – от 12 до 42%. При растворении образцов с использованием микроволновой печи навеска прокаленной почвы (0.5 г) помещалась в тefлоновый сосуд, содержащий 5, 3 и 3 мл концентрированных HCl, HF и HNO<sub>3</sub> соответственно. Туда же прибавляли необходимые количества <sup>242</sup>Pu. Нагрев образца осуществляли по заранее выбранной программе с максимальным энерговыделением (500 Вт) в течение 10 мин.

В других случаях применялось кислотное выщелачивание – навеску прокаленной почвы (10 г) обрабатывали 30 мл кипящей 8 моль/л HNO<sub>3</sub> в стеклянном стакане, накрытом часовым стеклом, в течение 30 мин. После фильтрования осадка такая процедура повторялась еще 2 раза.

*Бета-спектрометрическое определение <sup>90</sup>Sr.* Инструментальное определение содержания <sup>90</sup>Sr производилось на гамма-бета спектрометре МКС-АТ 1315 фирмы “Атомтех” (Беларусь) посредством регистрации γ- и β-излучения сцинтилляционными блоками детектирования. Для регистрации γ-излучения применяли блок детектирования на основе кристалла NaI(Tl) цилиндрической формы диаметром и высотой, равными 63 мм. Для регистрации β-излучения использовали органический сцинтиллятор на основе полистирола, активированного паратерфинилом, диаметром 128 мм и высотой 9 мм. Несмотря на относительно высокий предел определения <sup>90</sup>Sr – 20 Бк/кг, этот прибор удобен в использовании и широко применяется в лаборатории для анализа

**Таблица 1.** Радиологическая характеристика мест пробоотбора и отобранных образцов

Код пробы	Мощность дозы 1 м, $\mu\text{Зв/ч}$	Дата отбора	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/кг	$^{241}\text{Am}$ , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$ , Бк/кг	$K_{\text{fr Cs/Am}}$	$K_{\text{fr Sr/Am}}$	$K_{\text{fr Pu/Am}}$
Почва									
10-8	3.5	24.06.09	30702	22763	736	585	1.27	1.11	1.45
12-5	3.9	25.06.09	13312	4490	246	102	1.64	0.66	0.75
М	27–32	15.03.10	405100	44620	6000	3410	2.05	0.27	1.03
47-6	0.21	12.10.09	1166	807	29.3	25.9	1.21	0.99	1.61
48-3	0.26	22.10.09	1079	656	15.5	9.4	2.12	1.53	1.10
Ver	0.17–0.26	26.08.11	744	20	5.94	1.6	3.81	0.12	0.49
Vog	0.25–0.31	03.11.11	2099	371	17.7	5.9	3.60	0.76	0.61
Tul	0.63–0.86	19.05.11	4572	264	17.1	9.3	8.12	0.56	0.99
H68	0.37–0.53	13.07.11	3880	232	4.7	2.0	25.08	1.78	0.77
H52	0.28–0.38	02.11.11	1663	670	5.1	3.0	9.89	4.73	1.07
Vor	0.47–0.57	24.11.11	1589	390	7.2	2.8	6.71	1.95	0.71
						Среднее	5.96	1.31	0.96
						Ст.откл.	7.00	1.28	0.34
						ОСО	1.18	0.97	0.36
Донные отложения									
D		18.08.08	16340	9960	314	114	1.58	1.14	0.66
B	0.97–1.12	18.10.10	16170	1424	251	207	1.96	0.20	1.50
D35		08.10.08	107940	2310	1885	839	1.74	0.05	0.81
1-1		26.09.13	414	359	1.9	1.4	6.62	6.81	1.35
1-2		26.09.13	928	249	7.2	2.5	3.92	1.25	0.63
1	1.4	25.08.13	3076	965	39.1	17.1	2.39	0.89	0.80
2	0.7	25.08.13	2428	1259	27.3	11.7	2.70	1.66	0.78
2-1		26.09.13	3672	1311	26.2	10.5	4.26	1.80	0.73
2-2		26.09.13	2646	730	15.2	5.3	5.29	1.73	0.64
						Среднее	3.38	1.73	0.88
						Ст.откл.	1.75	2.01	0.32
						ОСО	0.52	1.16	0.36

Примечание. ОСО – относительное стандартное отклонение.

проб объектов окружающей среды, отобранных на территории зоны отчуждения.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

*Фракционирование радионуклидов в образцах.* В табл. 1 представлены данные, характеризующие радиоактивное загрязнение участков зоны отчуждения, в которых производился отбор проб почвы и донных отложений для определения степени деструкции ТЧ. Помимо содержания радионуклидов в 20-см почвенном слое приводятся также результаты измерения мощности дозы. Было показано существование корреляции между

мощностью дозы и удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$  в почве (коэффициент корреляции равен 0.995).

Для оценки отклонения изотопных отношений в аналитических образцах от аналогичных отношений, характеризующих исходное чернобыльское топливо, использовали коэффициенты фракционирования ( $K_{\text{fr}}$ ), рассчитываемые по формуле:

$$K_{\text{fr}} = \frac{(RN/^{241}\text{Am})}{(RN/^{241}\text{Am})_{\text{DB}}},$$

где:  $(RN/^{241}\text{Am})$  – соотношение содержания  $^{137}\text{Cs}$  (или  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ) в 20-см слое почвы или дон-

ных отложений к содержанию  $^{241}\text{Am}$  в этой же анализируемой пробе на момент анализа;

$(RN/^{241}\text{Am})_{DB}$  — аналогичное соотношение для ядерного топлива чернобыльского реактора на момент аварии в пересчете на момент анализа соответствующего образца (взято из базы данных, описанной в работах [10, 11]).

$^{241}\text{Am}$  был выбран в качестве радионуклида, используемого для сравнения, по следующим причинам.

1. Так же как и  $\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  был выброшен в окружающую среду во время катастрофы только в матрице ТЧ [12].

2. Метод гамма-спектрометрии использовался для определения концентрации  $^{241}\text{Am}$  в образцах. Измеряли обычно от 60 до 150 г почвы. Поэтому данные, полученные этим методом, кажутся более надежными, чем результаты радиохимического определения  $\text{Pu}$ , где анализировалось только от 0.5 до 10 г образца.

Согласно данным табл. 1, наибольший разброс в коэффициентах фракционирования наблюдается для  $^{137}\text{Cs}$ , что объясняется неравномерным загрязнением территории зоны отчуждения вследствие частично конденсационных выпадений этого нуклида. Известно, что значительная часть  $^{137}\text{Cs}$ , содержащегося в ядерном реакторе 4-го блока ЧАЭС, была выброшена в окружающую среду в газообразном состоянии [13]. Тот факт, что все значения коэффициентов фракционирования этого радионуклида превышают единицу (табл. 1), может быть объяснен осаждением в данной местности  $^{137}\text{Cs}$  не только в матрице ТЧ, но и в виде конденсационных частиц.

Ситуация с фракционированием  $^{90}\text{Sr}$  представляется не столь однозначной — об этом свидетельствуют значения коэффициентов фракционирования  $^{90}\text{Sr}$ , существенно отличающиеся от единицы как в меньшую, так и в большую стороны. При этом более половины почвенных проб характеризуются значениями коэффициентов фракционирования  $< 1$ , в то время как для донных осадков более характерны значения  $K_{fr}$ , превышающие 1 (только три значения из девяти меньше единицы). Коэффициенты фракционирования меньше единицы указывают на обеднение почвенных проб  $^{90}\text{Sr}$ , что может быть объяснено его миграцией в более глубокие слои (глубже 20 см); это подтверждается ранее проведенными исследованиями других исследователей [2, 12, 14–16]. В частности, предполагается, что перемещение  $^{90}\text{Sr}$  в глубь почвы обусловлено слабой адсорбцией положительно заряженных ионов  $^{90}\text{Sr}$  на почвенных частицах и обратимыми реакциями ионного обмена, характерными для этого нуклида [17].

Труднее объяснить наблюдающееся для ряда почвенных проб обогащение стронцием-90 ( $K_{fr\text{ Sr/Am}} > 1$ ). Этот факт может быть объяснен выпадением  $^{90}\text{Sr}$ , так же как и  $^{137}\text{Cs}$ , в виде конденсационных выпадений [5]. В работе [13]  $^{90}\text{Sr}$  классифицируется как элемент с промежуточной летучестью. Еще одна причина может заключаться в том, что используемые нами изотопные отношения, характеризующие исходное чернобыльское топливо [10, 11], в действительности не отражают радионуклидный состав чернобыльских выпадений в местах отбора проб.

Достаточно устойчивой характеристикой донных отложений является их обогащение не только  $^{137}\text{Cs}$ , а и  $^{90}\text{Sr}$ . Объяснить этот процесс можно накоплением на дне остатков водной растительности, аккумулирующей  $^{90}\text{Sr}$  в процессе их жизнедеятельности [18].

Из всех коэффициентов фракционирования наибольшая степень рассеяния (максимальное значение относительного стандартного отклонения (ОСО)) наблюдается у  $K_{fr\text{ Cs/Am}}$  и  $K_{fr\text{ Sr/Am}}$ . Полагаем, что в первую очередь это обусловлено превалированием конденсационной компоненты в выпадениях  $^{137}\text{Cs}$  и большей мобильностью  $^{90}\text{Sr}$  в окружающей среде. Большую близость к единице, по сравнению с остальными коэффициентами фракционирования, имеет  $K_{fr\text{ Pu/Am}}$ . Такая ситуация наиболее вероятна в двух случаях:

1) если оба радионуклида ( $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$ ) находятся в матрице ТЧ;

2) если предположить, что ТЧ разрушены, но пространственно эти нуклиды не успели далеко разойтись в силу невысоких различий в скорости перемещения этих нуклидов по вертикальному профилю почвы (донных отложений) и находятся в пределах 20-см слоя. Данные, накопленные в ПГРЭС по вертикальной миграции  $^{241}\text{Am}$  и  $\text{Pu}$  в почве [8], указывают на практически полное совпадение распределения  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  по вертикальному почвенному профилю как дерново-подзолистой, так и торфяной почв.

*Степень разрушения ТЧ, находящихся в почве и донных отложениях.* На рис. 3 приведены доли  $^{239+240}\text{Pu}$ , находящегося в матрице ТЧ в пробах почвы и донных отложений. Ранее нами было показано [7] полное совпадение данных по доле  $^{239+240}\text{Pu}$  в матрице ТЧ с аналогичными данными по  $^{238}\text{Pu}$ . В связи с большей надежностью аналитических данных для  $^{239+240}\text{Pu}$  (минимальная детектируемая активность (МДА) для суммы этих изотопов существенно (более чем в 2 раза) меньше МДА для  $^{238}\text{Pu}$ ) — в настоящей работе приводятся данные только для  $^{239+240}\text{Pu}$ . На рис. 3 приведена также степень разброса экспериментальных значений доли  $^{239,240}\text{Pu}$ , находящегося в

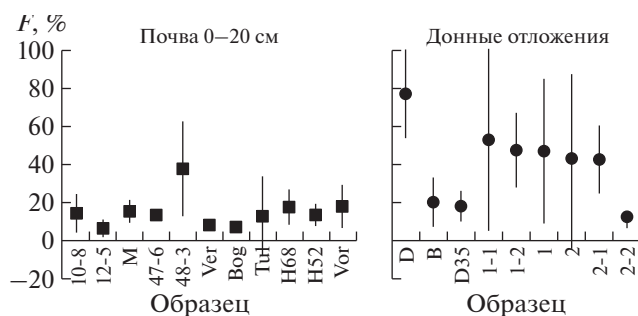


Рис. 3. Доля ( $F$ )  $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ , находящегося в матрице топливных частиц от общего количества  $^{239} + ^{240}\text{Pu}$  в пробах почвы и донных отложений.

матрице ТЧ в пробах почвы и донных отложений. Численно разброс характеризуется удвоенным стандартным отклонением среднего результата трех параллельных определений. Если указанный на рис. 3 коридор колебаний в одних случаях (пробы 48-3, Tbl) достаточно велик и достигает 50%, то в случае других проб (47-6, Ver, Bog) коридор колебаний не превышает 1% и графически сопоставим с размером маркера.

Как видно из рис. 3, наибольшая доля активности Pu, находящегося в матрице ТЧ, приходится на донные отложения оз. Персток. Более низкая степень разрушения ТЧ, находящихся в донных отложениях, объясняется меньшей скоростью окислительных процессов в анаэробной среде на дне озера [19].

Следует отметить, что окисление ядерного топлива выдвигается в качестве одного из основных механизмов образования ТЧ микронного размера. На первом этапе проникновение кислорода в матрицу частиц по границам зерен приводит к ее разрушению на кристаллиты. Далее кислород диффундирует в зерно, что приводит к растрескиванию поверхности самого зерна за счет различий как плотности, так и параметров кристаллических решеток разных окислов урана [20, 21].

Таким образом, высокая доля Pu в матрице ТЧ для донных отложений оз. Персток не представляется чем-то необычным. Более высокая степень разрушения ТЧ, наблюдаемая для некоторых проб донных отложений (близкая к таковой для проб почвы), может быть обусловлена частичным пребыванием пробы на воздухе. Так, проба "В" была отобрана со дна Борщевского затопления, образовавшегося лишь в 1993 г. Еще одной причиной более высокой степени деструкции ТЧ может быть горизонтальный смыл с окружающей территории (пробы D35, 2-2), в результате которого на дне водоема оказалась почва прилегающих к водоему территорий.

Оценка концентрации ТЧ, выпавших в результате чернобыльской аварии на территорию зоны от-

чуждения ЧАЭС. В литературе приводится существенное количество экспериментальных данных, касающихся геометрических размеров ТЧ чернобыльского происхождения [1]. Для их определения использовались методы электронной (оптической) микроскопии, автордиографии и трековые детекторы. Принято считать [22], что крупные топливные частицы размером более 50–100 мкм (конгломераты зерен ядерного топлива, как правило, скрепленные расплавом циркония) выпали в непосредственной близости от ЧАЭС (до 2 км), однако их вклад в общую плотность загрязнения территории значительно ниже по сравнению с топливными частицами микронного диапазона.

В работах В.А. Кашпарова было достаточно убедительно показано [20–24], что медианный диаметр топливных частиц соответствует размерам зерен (кристаллитов) чернобыльского ядерного топлива и составляет 5–6 мкм. Факт отсутствия существенных различий в дисперсном составе топливных выпадений на различных удалениях от ЧАЭС при этом объясняется тем, что для мелких частиц (менее 5 мкм) гравитационное осаждение не является основным механизмом выпадений и скорость их осаждения не зависит от размера частицы.

Использование этих данных, характеризующих геометрические размеры ТЧ, позволяет оценить как их массовую концентрацию в почвенном слое 0–20 см, так и количество частиц, выпавших на 1 м<sup>2</sup>. С этой целью предлагается следующая последовательность действий.

1. *Определение содержания Pu в почве (донных отложениях) с использованием радиохимических методов.*
2. *Определение содержания UO<sub>2</sub> чернобыльского происхождения в почве.* Эта задача выполняется с использованием вышеупомянутой базы данных [10, 11]), содержащей сведения о концентрации Pu в исходном ядерном топливе.

3. Далее будем исходить из *предположения одинаковости геометрической формы и размера ТЧ*, а именно из того, что все ТЧ имеют форму шара с диаметром, равным 6 мкм [20–24]. Знание этих размеров позволяет оценить массу одной ТЧ (согласно нашим расчетам 1.22E-9 г, исходя из плотности UO<sub>2</sub>, равной 10.82 г/см<sup>3</sup>) и далее рассчитать количество ТЧ, находящихся в 1 кг почвы.

4. *Учет степени растворения ТЧ.* В результате вышеописанных расчетов мы получаем концентрацию ТЧ в почве на момент их выброса. Действительно, до сих пор в наших расчетах мы использовали суммарную концентрацию Pu вне зависимости от того, находится ли плутоний в матрице UO<sub>2</sub> или вышел из нее в результате ее растворения. В настоящее время большая часть

Таблица 2. Содержание ТЧ в пробах почвы и донных отложений, отобранных на территории ПГРЭС

Код пробы	Результаты анализа			F, %	[ТЧ] <sub>0</sub> , кг <sup>-1</sup>	[ТЧ] <sub>T</sub> , кг <sup>-1</sup>	ПК <sub>T</sub> , м <sup>-2</sup>
	[ <sup>239, 240</sup> Pu], Бк/кг	СО, Бк/кг (три образца)	ОСО, %				
Почва							
10-8	585	124	21.2	14.7	3.7E+04	5.5E+03	4.9E+05
12-5	102	19	18.6	6.5	6.5E+03	4.2E+02	1.1E+05
М	3410	1005	29.5	15.3	2.2E+05	3.3E+04	9.0E+06
47-6	25.9	2.3	8.9	14.0	1.6E+03	2.3E+02	2.8E+04
48-3	9.4	0.9	9.6	37.5	6.0E+02	2.2E+02	2.8E+04
Ver	1.6	0.7	40.9	8.3	1.0E+02	8.6E+00	2.2E+03
Vog	5.9	1.4	23.2	7.5	3.7E+02	2.8E+01	4.1E+03
Tul	9.3	2.5	26.9	13.1	5.9E+02	7.8E+01	1.7E+04
H68	2.0	1.0	49.0	17.7	1.3E+02	2.3E+01	3.1E+03
H52	3.0	0.2	6.1	13.7	1.9E+02	2.6E+01	4.7E+03
Vor	4.0	1.2	30.0	17.5	2.5E+02	4.5E+01	8.1E+03
Донные отложения							
D	114	35	30.7	77.2	7.3E+03	5.6E+03	1.7E+06
B	5.31	0.57	10.7	20.9	3.4E+02	7.0E+01	2.1E+04
D35	839	102	12.2	18.5	5.3E+04	9.9E+03	2.5E+06
1-1	1.41	0.48	34.0	52.7	9.0E+01	4.7E+01	8.5E+03
1-2	2.50	0.44	17.6	47.6	1.6E+02	7.6E+01	1.3E+04
1	17.10	2.40	14.0	47.1	1.1E+03	5.1E+02	1.1E+05
2	11.72	1.70	14.5	42.9	7.5E+02	3.2E+02	5.9E+04
2-1	10.51	1.58	15.0	42.3	6.7E+02	2.8E+02	5.8E+04
2-2	5.31	1.04	19.6	12.6	3.4E+02	4.3E+01	9.1E+03

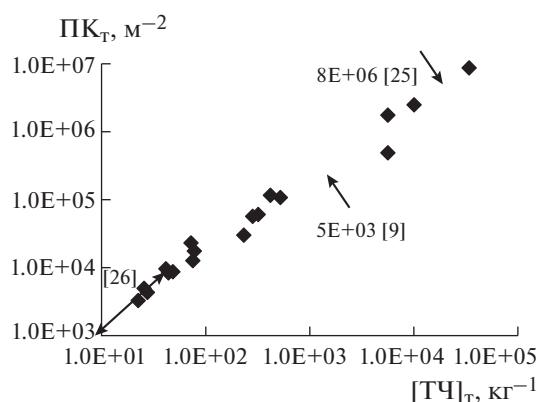
Примечание. F – доля <sup>239</sup> + <sup>240</sup>Pu, находящегося в матрице топливных частиц, от общего количества <sup>239</sup> + <sup>240</sup>Pu в пробах почвы и донных отложений; [ТЧ]<sub>0</sub> и [ТЧ]<sub>T</sub> (кг<sup>-1</sup>) – концентрация ТЧ в верхнем 20 см слое почвы непосредственно после аварии и с учетом их разрушения к моменту отбора проб соответственно; ПК<sub>T</sub> – поверхностная концентрация ТЧ с учетом их разрушения к моменту отбора проб.

ТЧ уже растворилась, и для оценки концентрации реально присутствующих в окружающей среде ТЧ надо использовать результаты определения степени деструкции ТЧ, полученные методом мягкого карбонатного выщелачивания (рис. 3).

Нами были выполнены такие расчеты для образцов почвы и донных отложений, характеризующихся различным содержанием Pu. Действительно, удельные активности изучаемых почвенных образцов колебались в широком диапазоне величин – от 2 Бк/кг для почвы, взятой с отдаленного от ЧАЭС района – Вербовичского лесничества (код “Ver”), до 3400 Бк/кг для пробы, отобранной вблизи б.н.п. Масаны, находящегося в 14 км от ЧАЭС (код “М”). Результаты расчетов представлены в табл. 2.

## ОБСУЖДЕНИЕ

В табл. 2 представлены данные по концентрации ТЧ (кг<sup>-1</sup>), характеризующие как исходное загрязнение почвы черныбыльскими выпадениями, так и убыль массовой концентрации ТЧ в результате их растворения. Для сопоставления полученных результатов с литературными данными, представленными в виде количества ТЧ на единицу площади, пересчитаем концентрацию ТЧ (кг<sup>-1</sup>) в поверхностную концентрацию (м<sup>-2</sup>), используя значения плотности воздушно-сухой почвы. Тогда получим, что поверхностная концентрация ТЧ в почве для 20-см слоя изменяется в интервале от  $2.2 \times 10^3$  (Вербовичское лесничество) до  $9 \times 10^6$  (Масаны) м<sup>-2</sup>. В случае донных отложений оз. Персток поверхностная концентра-



**Рис. 4.** Сопоставление массовой ( $\text{кг}^{-1}$ ) и поверхностной ( $\text{м}^{-2}$ ) концентраций ТЧ, полученных в настоящей работе (экспериментальные точки обозначены ромбами), с литературными данными (указаны стрелками).

ция ТЧ охватывает интервал значений от  $8.5 \times 10^3$  до  $2.5 \times 10^6 \text{ м}^{-2}$ .

Существенные концентрации ТЧ в почве были подтверждены в ряде исследований: [9] —  $5000 \text{ кг}^{-1}$ ; [25] —  $8 \times 10^6 \text{ м}^{-2}$ ; [26] (цит. по [27]) — от 1000 до  $10000 \text{ м}^{-2}$  (рис. 4). Из упомянутых данных рассмотрим более детально результаты работы [9]. Место отбора одной из проб, исследованных в этой работе — EZ — находится в непосредственной близости от точек пробоотбора образцов, изученных в настоящей работе. Действительно, согласно данным рис. 2 места отбора проб EZ, 10-8, 12-5, М находятся друг от друга на расстоянии не более 1 км. Несмотря на различие методических подходов, используемых в нашей работе и в работе [9], полученные количественные данные о концентрации ТЧ в почве являются величинами одного порядка. Это может быть принято как аргумент, подтверждающий справедливость принятого нами предположения о равенстве среднего диаметра ТЧ 6 мкм.

Представляло определенный интерес сопоставление данных по содержанию  $^{239+240}\text{Pu}$  в почве, полученных в настоящей работе, с аналогичными данными работы [9]. Представленные в упомянутой работе количественные данные позволяют оценить содержание  $^{239+240}\text{Pu}$  в пробе EZ и считать его равным 78 Бк/кг. Аналогичные величины для проб 12-5, 10-8, М составляют 102, 585, 3410. Эти результаты интересны с точки зрения демонстрации различий в плотностях загрязнения территории чернобыльскими выпадениями. Действительно, точки пробоотбора почвы, отстоящие друг от друга на расстоянии 300 м, отличаются плотностями загрязнения более чем в 40 раз.

Сравним содержание  $^{239+240}\text{Pu}$  в точке “М” с ранее опубликованными данными. Оказывается, что плотность загрязнения территории  $^{239+240}\text{Pu}$ , рассчитанная по результатам анализа пробы М, более чем в 25 раз превышает максимальную плотность загрязнения, найденную при работах по радиационному обследованию зоны отчуждения ЧАЭС, которые проводились рядом организаций [28]. Можно предположить, что место отбора образца “М” находится в пределах радиоактивного пятна диаметром несколько метров. Об аномально высокой степени радиоактивного загрязнения данного пятна свидетельствуют высокие значения мощности дозы, колеблющиеся в интервале 27–32 мкЗв/ч (табл. 1).

Доказательством справедливости используемого методического подхода и количественных параметров является и тот факт, что, несмотря на разницу в удельной активности Pu в почве, превышающей три порядка — от 1.6 до 3410 Бк/кг, доля Pu, находящаяся в матрице ТЧ, изменяется в достаточно узких пределах от 6.5 до 17.7%. Тот факт, что степень разрушения ТЧ, отобранных в разных районах ПГРЭЗ, т.е. находящихся на различном удалении от ЧАЭС, изменяется лишь в узких пределах, можно рассматривать как аргумент, подтверждающий вывод, сделанный в работе [20], об отсутствии существенных различий в дисперсном составе топливных выпадений на различных удалениях от ЧАЭС. Высокое значение доли Pu, находящегося в матрице ТЧ, равно 37.5%, найденное в случае пробы “48-3”, объяснялось нами низкой кислотностью почвы в месте пробоотбора [7].

Для количественного описания процесса растворения ТЧ используется уравнение кинетики 1-го порядка [4–6, 19]:

$$dF_i/dt = -kFt \quad (1)$$

$$\text{и его решение } F = F_0 \exp(-kt),$$

где  $t$  — время, прошедшее с момента чернобыльских выпадений;  $k$  — постоянная трансформации топливных частиц,  $\text{год}^{-1}$ ;  $F$  и  $F_0$  — доли радионуклидов, находящихся в матрице ТЧ в момент времени  $t$  и в исходных выпадениях ( $t = 0$ ).

По полученным экспериментальным данным нами были рассчитаны постоянные трансформации и периоды полураспада топливных частиц, присутствующих в почве и донных отложениях. В табл. 3 сопоставляются полученные средние значения постоянных трансформации и периоды полураспада ТЧ с аналогичными данными, представленными в литературе.

Большой разброс величин постоянных трансформации ТЧ для почвы, характерный для работ [4, 19], обусловлен тем, что в этих работах приводятся литературные данные, полученные различными авторами для проб, отобранных из различ-



**Таблица 3.** Сопоставление результатов настоящей работы (величины постоянных трансформации и периодов полураспада ТЧ ( $T_{1/2}$ )) с литературными данными

Период	Почва		Донные отложения	
	настоящая работа	литературные данные	настоящая работа	литературные данные
$k, \text{год}^{-1}$	$0.08 \pm 0.02^*$	0.035–0.25 [4] 0.030–0.035 [5] 0.019–0.030 [6] 0.05–0.34 [19]	$0.041 \pm 0.024^*$	0.02–0.07 [19]
$T_{1/2}, \text{год}$	$8.9 \pm 2.8^*$		$24 \pm 15^*$	30 [12] 10–30 [19]

\* $\pm 1$  стандартное отклонение.

ных мест и отличающихся как типом почвы, так и применяемым методом исследования ТЧ.

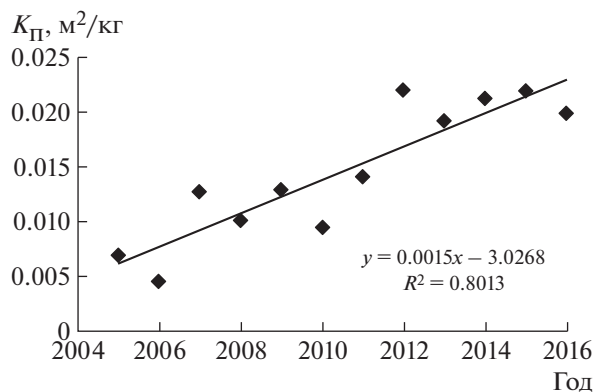
Косвенным доказательством все еще продолжающегося процесса разрушения ТЧ могут служить данные по накоплению  $^{90}\text{Sr}$  растительностью. Поступление  $^{90}\text{Sr}$  в растения в зоне отчуждения ЧАЭС связывают с растворением ТЧ [23]. При этом  $^{90}\text{Sr}$  переходит из связанной формы в составе ТЧ в мобильную форму, способную усваиваться растениями. Имеются многочисленные экспериментальные доказательства, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  в древесине в зоне отчуждения в десятки раз превышает содержание  $^{137}\text{Cs}$  [23, 29]. На рис. 5 представлены результаты контроля содержания  $^{90}\text{Sr}$  в топливной древесине, произведенной в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике в период с 2005 по 2016 г. Эти данные получены в ходе радиационного обследования лесосек на территории белорусской части зоны отчуждения ЧАЭС, проводимого в соответствии с принятыми нормативными документами. Плотность загрязнения большей части обследованных участков стронцием-90 изменялась в интервале от 100 до 3000 кБк/м<sup>2</sup>. Коэффици-

енты перехода  $K_{\text{п}}$   $^{90}\text{Sr}$  рассчитывались как частное от деления удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воздушно-сухой древесине на плотность загрязнения почвы. Количество проб, анализируемых ежегодно, колебалось от 30 до 200. Для оценки разброса значений коэффициентов перехода  $^{90}\text{Sr}$  относительно среднего годового коэффициента, вычислялись коэффициенты вариации (относительные стандартные отклонения). В большинстве случаев эти значения превышали 100%, указывая на значительный разброс значений внутри годовой выборки. Тем не менее представляется достаточно обоснованным утверждение об имеющем место росте коэффициента перехода  $^{90}\text{Sr}$  в древесину до 2012 г., или, по крайней мере, выходе  $K_{\text{п}}$  на плато, начиная с 2012 г. Таким образом, утверждение о продолжающемся процессе разрушения топливных частиц экспериментально подтверждается наблюдающимся переходом  $^{90}\text{Sr}$ , изначально входившего в их матрицу, в растительность.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, с использованием метода мягкого карбонатного выщелачивания плутония без растворения матрицы  $\text{UO}_2$  дана количественная оценка степени разрушения осколков ядерного топлива, выпавших на территории белорусской части зоны отчуждения ЧАЭС. Установлено, что степень разрушения топливных частиц в пробах почвы, отобранных в различных районах зоны отчуждения, изменяется в относительно узком диапазоне 82–94%, хотя плотность радиоактивного загрязнения трансурановыми элементами при этом отличается более чем на три порядка.

С использованием представленного в литературе значения медианного радиуса черномыльских топливных частиц (3 мкм) произведена оценка их концентрации в верхнем 20-см слое почвы и донных отложений. Количественные значения концентрации ТЧ, а также постоянных их транс-



**Рис. 5.** Динамика перехода  $^{90}\text{Sr}$  в древесину сосны, произрастающей в зоне отчуждения.

формации близки представленным в литературе данным, полученным другими методами.

Значительно более высокая сохранность топливных частиц в донных отложениях объясняется пониженным содержанием кислорода на дне озера.

Вывод о существенной роли ТЧ в радиологической ситуации в зоне отчуждения ЧАЭС в настоящее время подкреплен данными о динамике накопления  $^{90}\text{Sr}$  растительностью.

Согласно используемой модели (формула (1)) и полученным усредненным экспериментальным данным, 99% ТЧ в почве растворятся по истечению более 50 лет с момента катастрофы. В случае ТЧ, находящихся в донных отложениях, этот процесс займет более 110 лет.

### БЛАГОДАРНОСТИ

В 2013–2017 гг. настоящая работа финансировалась из средств исследовательского проекта МАГАТЭ К41013 “Поведение в окружающей среде и потенциальное биологическое воздействие радиоактивных частиц”.

Авторы признательны сотрудникам лаборатории спектрометрии и радиохимии Полесского государственного радиационно-экологического заповедника – Н.В. Блиновой, Н.Н. Деменковцу, Э.Н. Калыхану, А.О. Машевскому, Н.Г. Надиной, М.В. Руденок, Н.Н. Тишкевич, участвовавшим в получении представленных экспериментальных данных.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Radioactive Particles in the Environment: Sources, Particle Characterization and Analytical Techniques. IAEA-TECDOC-1663. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2011. 77 p.
2. Kashparov V.A., Oughton D.H., Zvarich S.I. et al. Kinetics of fuel particle weathering and  $^{90}\text{Sr}$  mobility in the Chernobyl 30-km exclusion zone // Health Phys. 1999. V. 76. P. 251–259.
3. Kashparov V.A., Ahamdach N., Levchuk S.E. et al. Dissolution of particles of irradiated nuclear fuel in the temporary storages of radioactive waste in Chernobyl zone: sources for radionuclides migration // Radioactive Particles in the Environment / Eds D.H. Oughton, V.A. Kashparov. Ser. C: Environmental Security. Springer, 2009. P. 139–156.
4. Матусевич Ж.Л. Определение степени деструкции топливных частиц западного и северного следов чернобыльского выброса // Изв. НАН Беларуси. Сер. физ.-тех. наук. 2001. № 2. С. 140–142.
5. Mironov V.P., Matusевич J.L., Kudrjashov V.P. et al. Determination of irradiated reactor uranium in soil samples in Belarus using  $^{236}\text{U}$  as irradiated uranium tracer // J. Environ. Monit. 2002. V. 4. P. 997–1002.
6. Mironov V., Pribylev S., Zhuravkov V. et al. The use of  $^{236}\text{U}$  as a tracer of irradiated uranium // Radioactive Particles in the Environment / Eds D.H. Oughton, V.A. Kashparov. Series C: Environmental Security. Springer. Springer, 2009. P. 221–232.
7. Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н. Степень разрушения топливных частиц чернобыльского происхождения на территории ПГРЭЗ. Матер. междунар. науч. конф. “Радиация и Чернобыль. Наука и практика”. Гомель. Ин. радиобиологии НАН Беларуси. 13–14 октября 2011. С. 51–57.
8. Radioactive contamination of the territory of Belarus in the Polesie state radiation-ecological reserve // SEP.EAP.SFPP 983057 / prep. and ed. by Y. Bondar, J. Brown. Final report. November. 2011. 109 p.
9. Entwistle J.A., Flowers A.G., Nageldinger G., Greenwood J.C. Identification and characterization of radioactive 'hot' particles in Chernobyl fallout-contaminated soils: the application of two novel approaches // Mineral. Mag. 2003. V. 67. № 2. P. 183–204.
10. Kuriny V.D., Ivanov Yu.A., Kashparov V.A. et al. Particle-associated Chernobyl fall-out in the local and intermediate zones // Ann. Nucl. Energy. 1993. V. 20. № 6. P. 415–420.
11. Kashparov V.A., Lundin S.M., Zvarich S.I. et al. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout // Sci. Total Environ. 2003. V. 317. № 1–3. P. 105–119.
12. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience / Report of the Chernobyl Forum Expert Group “Environment”. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2006.
13. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 2008 // United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. V. II. Annex D. Health effects due to radiation from the Chernobyl accident. United Nations. New York, 2011.
14. Иванов Ю.А., Каушаров В.А., Левчук С.Е., Зварич С.И. Вертикальный перенос радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах. I. Долговременная динамика перераспределения радионуклидов в профиле почв *in situ* // Радиохимия. 1996 Т. 38. № 3. С. 264–272.
15. Каушаров В.А., Лундин С.М., Хомутинин Ю.В. и др. Загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  территории ближней зоны аварии на ЧАЭС // Радиохимия. 2000. Т. 42. № 6. С. 550–559.
16. Shestopalov V.M., Kashparov V.A., Ivanov Y.A. Radionuclide migration into the geological environment and biota after the Chernobyl accident // Environ. Sci. Pollut. Res. 2003. Special issue. № 1. P. 39–47.
17. Lujaniene G., Plukis A., Kimtys E. et al. Study of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$  behavior in the Chernobyl soil // J. Radioanal. Nucl. Chem. 2002. V. 251. № 1. P. 59–68.
18. Bondar Y.I., Nenashev R.A., Kalinichenko S.A. et al. The distribution of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , and  $^{241}\text{Am}$  in waterbodies of different origins in the Belarusian part of Chernobyl Exclusion Zone // Water, Air, Soil Pollut. 2015. V. 226: 63. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2354-1>
19. Bulgakov A., Konoplev A., Smith J. et al. Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options // J. Environ. Radioact. 2009. V. 100. P. 329–332.

20. *Кашпаров В.А., Иванов Ю.А., Зварич С.И. и др.* Определение скорости растворения чернобыльских топливных частиц в естественных условиях // *Радиохимия*. 1997. Т. 39. № 1. С. 71–76.
21. *Кашпаров В.А.* Оценка и прогнозирование радиоэкологической обстановки при радиационных авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): Дис. ... д-ра биол. наук: Киев: УНИИСХР, 1999.
22. *Кашпаров В.А., Лундин С.М., Процак В.П. и др.* Загрязнение территории радионуклидами топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений // *Радиохимия*. 2003. Т. 45. № 2. С. 173–183.
23. *Кашпаров В.А., Процак В.П., Перес Ж.-М. и др.* Кинетика растворения чернобыльских топливных частиц. I. Растворение топливных частиц разного генезиса в модельных экспериментах // *Радиохимия*. 2000. Т. 42. № 6. С. 533–541.
24. *Кашпаров В.А., Зварич С.И., Процак В.П., Журба М.А.* Кинетика растворения чернобыльских топливных частиц. II. Растворение топливных частиц в естественных условиях в почве // *Радиохимия*. 2000. Т. 42. № 6. С. 542–549.
25. *Carbol P., Solatie D., Erdmann N. et al.* Deposition and distribution of Chernobyl fallout fission products and actinides in a Russian soil profile // *J. Environ. Radioact.* 2003. V. 68. P. 27–46.
26. *Salbu B.* Hot Particles // *Special Session Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident. Proceedings of a Symposium, Vienna, 16–20 October 1989. V. 2.* Vienna: International Atomic Energy Agency. 1990.
27. *Dale P., Robertson I., Toner M.* Radioactive particles in dose assessments // *J. Environ. Radioact.* 2008. V. 99. P. 1589–1595.
28. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / Под ред. Ю.А. Израэля, И.М. Богдевича. М.: Фонд “Ионосфера”. НИИ-Природа; Минск: Белкартография, 2009. 140 с.
29. *Забродский В.Н.* Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в топливной древесине, производимой на территории белорусской части зоны отчуждения ЧАЭС // *Природные ресурсы*. 2013. № 2. С. 100–105.

## Evaluation of Destruction of Fuel Particles from Chernobyl Fall out on the Territory of Belarusian Part of the ChNPP Exclusion Zone

V. N. Zabrotski<sup>a,#</sup>, Y. I. Bondar<sup>a</sup>, V. N. Kalinin<sup>a</sup>, and V. I. Sadchikov<sup>a</sup>

<sup>a</sup>*The State Institution of Nature Conservation Research “Polessye State Radiation Ecological Reserve”, Khoiniki, Belarus*

<sup>#</sup>*E-mail: vzabrotski@tut.by*

Quantitative evaluation of the degree of destructive effects of fuel particles from Chernobyl fall-out on the territory of Belarusian part of the ChNPP exclusion zone is presented. The degree of destruction of fuel particles in soil samples taken in different places of the exclusion zone in the period from 2008 to 2013 varies in a relatively narrow range of 82–94%, although the density of radioactive contamination of these places by TUE differs in the range of more than three orders of magnitude. Taking into account the value of a mean diameter of fuel particles presented in literature, the evaluation of their concentration in the upper 20 cm layer of soil and bottom sediment was fulfilled. A substantially higher preservation of fuel particles in the bottom sediment (up to 78%) is explained by the low dissolved oxygen concentration at the bottom of the pond. According to the results received, fuel particles continue to be a substantial factor determining the radiological situation in the exclusion zone at present.

**Keywords:** Chernobyl, Fuel particle,  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ; Alpha-spectrometry, Carbonate leaching