

Оценка вторичного радиоактивного загрязнения дезактивированного земельного участка, расположенного на территории зоны отдыха в лесистой местности

В.П. Рамзаев, А.Н. Барковский

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

В статье приводятся результаты долговременного (1998–2021 гг.) радиологического мониторингового обследования загородной базы отдыха, расположенной в лесистой местности в зоне радиоактивного загрязнения после аварии на Чернобыльской АЭС. На территории базы в 1997 г. была проведена локальная механическая дезактивация почвы. Оценку вторичного радиоактивного загрязнения дезактивированной территории проводили путем сравнения динамики радиационной обстановки на обработанной площадке и контрольной, недеактивированной, части базы по 4 основным критериям: 1) мощность дозы гамма-излучения в воздухе от радионуклидов цезия; 2) плотность загрязнения почвы ^{137}Cs ; 3) вертикальное распределение ^{137}Cs в почве; 4) содержание ^{137}Cs в растениях и грибах. В 1998 г. значение запаса ^{137}Cs в верхних 20 см почвы на контрольной части территории базы и дезактивированном участке составило 930 кБк/м² и 143 кБк/м² соответственно. К 2015 г. значение запаса ^{137}Cs на контрольной территории и дезактивированной площадке значительно снизилось: на 35% и 36% соответственно. Уменьшение мощности дозы гамма-излучения в воздухе на дезактивированном участке и контрольной территории проходило с одинаковой скоростью, которая в настоящее время в основном определяется распадом ^{137}Cs . На участке, подвергнутом дезактивации, происходило постепенное самостоятельное восстановление лесной экосистемы. Содержание ^{137}Cs в биоте (сосна, съедобные грибы) на обработанном участке было многократно ниже такового на контрольной части территории базы отдыха. В целом установлено, что за 24 года после вмешательства не произошло значимого вторичного радиоактивного загрязнения дезактивированного участка.

Ключевые слова: Чернобыльская авария, ^{137}Cs , почва, лес, дезактивация, долговременная стабильность, вторичное загрязнение.

Введение

Удаление верхнего слоя почвы является эффективным способом проведения дезактивации территории после аварийного загрязнения окружающей среды долгоживущими радионуклидами [1–3]. Применение данного метода в случае присутствия в выпадениях гамма-излучающих радионуклидов (в частности, ^{137}Cs и ^{134}Cs) направлено на существенное (многократное) уменьшение мощности дозы гамма-излучения в воздухе (МД) непосредственно в месте дезактивации и в конечном счете на определенное снижение общей дозы внешнего облучения человека [2–6]. Удаление верхнего 5–10-сантиметрового слоя почвы (с последующим покрытием обработанного участка слоем чистого грунта или песка) как защитное мероприятие особенно эффективно для тех участков, на которых после аварии земля не подвергалась какой-либо обработке, а основная доля выпавших радионуклидов находится именно в этом, верхнем слое. Например, при проведении

широкомасштабной дезактивации населенных пунктов (НП) в Брянской области России в 1989 г. (3 года спустя после Чернобыльской аварии) в качестве объектов воздействия выбирали участки целинной почвы вокруг жилых и общественных зданий, включая школы и детские сады, а также площадки для отдыха и занятий спортом [2]. Для участков, расположенных в лесистой местности (например, загородные базы отдыха), метод оказался эффективным и спустя 9–11 лет после аварии [4, 5, 7, 8].

Как правило, дезактивированные участки находятся в непосредственной близости к радиоактивно загрязненной территории, не подвергшейся дезактивации. Поэтому неизбежно возникает вопрос о вторичном радиоактивном загрязнении очищенных участков [2, 8]. Результаты измерений МД, выполненных спустя год после широкомасштабного дезактивационного вмешательства в Брянской области, не указывали на перенос радионуклидов на дезактивированные участки, расположенные внутри НП

Рамзаев Валерий Павлович

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева
Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

[2]. Наблюдения за дезактивированными участками, расположенными на территории рекреационных зон внутри леса, также не выявили признаков значимого вторичного радиоактивного загрязнения в краткосрочной и среднесрочной перспективе (до 5–7 лет) [9].

Цель исследования – оценка вторичного радиоактивного загрязнения в долгосрочной перспективе (24 года) для дезактивированного земельного участка, расположенного на территории зоны отдыха внутри леса.

Материалы и методы

Участок, подвергшийся дезактивации в августе 1997 г. [7, 8, 10], находится на территории бывшей базы отдыха (52,48° с.ш., 31,78° в.д.) вблизи НП Муравинка Злынковского района Брянской области. База «Муравинка» расположена на высоком берегу реки Ипуть внутри массива лесных насаждений. Преобладающими видами деревьев на территории базы являются сосна и береза, встречаются также клен и кустарниковые растения. До августа 1997 г. никаких дезактивационных мероприятий на базе не проводили. Почва по показателю вертикального распределения ¹³⁷Cs соответствовала целинной почве, а среднее значение запаса (плотность загрязнения) ¹³⁷Cs (A_{Cs}) в верхних 20 см составляло 1250 ± 360 кБк/м² [7]. На момент проведения дезактивации основными строениями являлись пять двухэтажных щитовых домов размером основания 7,5×10 м², располагавшихся в линию (рис. 1 и 2). Дома были построены в 1970-е гг., т.е. задолго до Чернобыльской аварии. Удаление верхнего 5–10-сантиметрового слоя почвы, который включал в себя лесную подстилку, а также кустарниковых растений и подростов деревьев было выполнено с помощью мини-бульдозера на территории площадью примерно 2000 м² (см. рис. 1) [7, 8, 10]. Верхний слой почвы вокруг крупных деревьев был удален с помощью лопат, чтобы по возможности сохранить эти растения жизнеспособными. Дезактивированный участок был отсыпан 7–10-сантиметровым слоем чистого песка, который был извлечен из ям глубиной 2 м, вырытых на территории базы для захоронения отходов, образовавшихся при проведении дезактивации. В результате выполненных работ A_{Cs} был снижен в 8 раз, а мощность дозы гамма-излучения в воздухе вне помещений – почти в 6 раз [8]. В августе 1998 г. дом № 5 был аккуратно демонтирован и вывезен с территории базы для возведения в другом месте. В 2003 г. остальные 4 дома были также демонтированы и вывезены. Несмотря на демонтаж строений, предназначенных для однодневного или длительного отдыха, территория бывшей базы и по настоящее время продолжает использоваться населением близлежащих и отдаленных НП с рекреационными целями. Однако в связи с отсутствием обычного ухода, включавшего удаление подростов высокорослых растений, территория базы (в том числе и дезактивированный участок) постепенно зарастает кустарниковыми и древесными растениями (см. рис. 2). Отметим, что в настоящее время надежно определить границу дезактивированного участка без применения дозиметра или радиометра невозможно.

Оценку вторичного радиоактивного загрязнения проводили путем сравнения динамики радиационной обстановки на дезактивированной площадке и недезак-

тивированной территории по 4 основным критериям: 1) мощность дозы гамма-излучения в воздухе от радионуклидов цезия; 2) запас ¹³⁷Cs в почве; 3) вертикальное распределение ¹³⁷Cs в почве; 4) содержание ¹³⁷Cs в растениях и грибах. Ранее эти критерии были использованы для оценки стабильности результатов дезактивационных мероприятий, проведенных на территории загородных баз отдыха «Муравинка» и «Новые Бобовичи» [9].

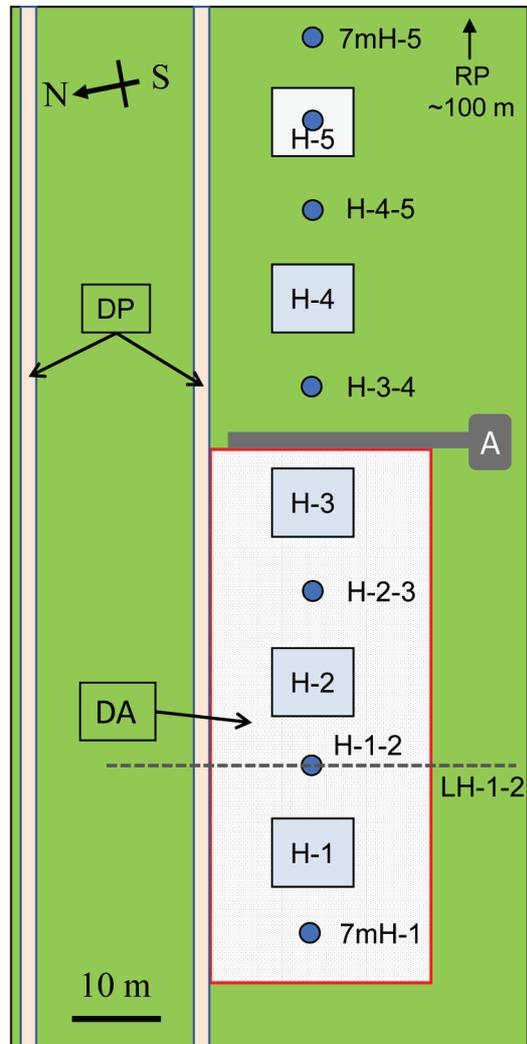


Рис. 1. Карта-схема центральной части базы отдыха «Муравинка» (построено на основе рис. 3.2 из работы [7]). DA – дезактивированная площадка; DP – грунтовые дорожки; RP – референтная точка; А – дорожка, покрытая асфальтом; H-1, H-2, H-3, H-4, H-5 – дома с № 1 по № 5; кругами обозначены точки для выполнения мониторинговых измерений мощности дозы в воздухе; LH-1-2 – линия, вдоль которой были проведены повторные измерения профиля мощности дозы гамма-излучения в воздухе (см. рис. 7)

[Fig. 1. Map-scheme of the central part of the Muravinka recreation base (it is constructed based on Fig. 3.2 in the work [7]). DA – decontaminated area; DP – unpaved paths; RP – reference point; A – track covered with asphalt; H-1, H-2, H-3, H-4, H-5 – houses from No. 1 to No. 5; circles indicate points for performing monitoring measurements of the dose rate in air; LH-1-2 is the line along which repeated measurements of the gamma dose rate in air profile were performed (see Fig. 7)]

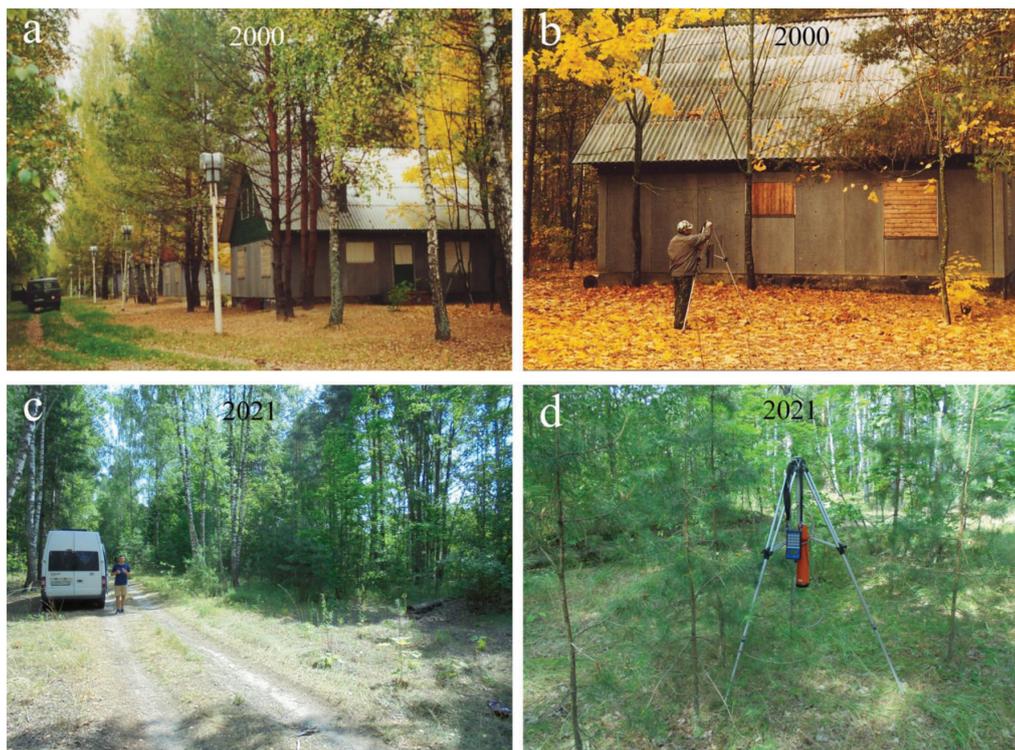


Рис. 2. Центральная часть базы отдыха «Муравинка» в 2000 г. (а и б) и 2021 г. (с и d). Дезактивированная площадка расположена справа от грунтовой дороги (а и с). На б и d показана часть дезактивированного участка, расположенная между домами Н-1 и Н-2
[Fig. 2. The central part of the Muravinka recreation base in 2000 (panels a and b) and 2021 (panels c and d). The decontaminated plot is located to the right of the dirt path (panels a and c). The panels b and d show the part of the decontaminated plot located between houses H-1 and H-2]

Данная серия мониторинговых наблюдений была начата в августе 1998 г. и завершена в августе 2021 г. (табл. 1). Измерения МД и полевых гамма-спектров в воздухе проводили на дезактивированном и недезактивированном участках базы (по 3 точки в каждом случае), а также в центре площадки под домом № 5 (см. рис. 1). Кроме того, примерно в 100 м от базы был найден целинный луговой участок. Этот луг мы использовали в ка-

Таблица 1

Запас ^{137}Cs (A_{Cs}) и средняя массовая глубина миграции ^{137}Cs ($Z_{\text{Cs-d}}$, сухой вес; $Z_{\text{Cs-w}}$, влажный вес) в верхних 20 сантиметрах почвы, рассчитанная мощность кермы в воздухе от ^{137}Cs в почве на влажный вес (KR_{Cs}), нормированная KR_{Cs} на A_{Cs} ($KR_{\text{Cs-norm}}$) и измеренная мощность поглощенной дозы в воздухе от ^{137}Cs (МПД $_{\text{Cs}}$) на обследованных участках в Муравинке
 ^{137}Cs inventory (A_{Cs}) and mean migration mass depth of ^{137}Cs ($Z_{\text{Cs-d}}$, dry weight; $Z_{\text{Cs-w}}$, wet weight) in the top 20 cm of soil, calculated kerma rate in air from ^{137}Cs in soil on wet weight (KR_{Cs}), the normalized KR_{Cs} to the A_{Cs} ($KR_{\text{Cs-norm}}$), and measured absorbed dose rate in air due to ^{137}Cs (ADR_{Cs}) at the plots surveyed in Muravinka

Год [Year]	A_{Cs} (кБк/м ²) [kBq/m ²]	$Z_{\text{Cs-d}}$ (г/см ²) [g/cm ²]	$Z_{\text{Cs-w}}$ (г/см ²) [g/cm ²]	KR_{Cs} (нГр/ч) [nGy/h]	$KR_{\text{Cs-norm}}$ (нГр/ч на кБк/ м ² [nGy/h per kBq/m ²])	МПД $_{\text{Cs}}$ (нГр/ч) [ADR $_{\text{Cs}}$ (nGy/h)]	МПД $_{\text{Cs}}$ /KR $_{\text{Cs}}$ [ADR $_{\text{Cs}}$ /KR $_{\text{Cs}}$]
Референтная точка [Reference plot]							
1998	900	1,44	1,73	1360	1,51	1270	0,93
2015	673	2,32	2,44	861	1,28	n.m.	n.c.
Недезактивированный участок [Non-treated plot]							
1998	930	2,53	2,83	1140	1,22	975	0,86
2015	604	3,80	4,07	690	1,14	n.m.	n.c.
Дезактивированный участок [Decontaminated plot]							
1998	143	13,4	14,1	59,4	0,42	205	3,45
2015	92	11,2	11,8	44,7	0,49	n.m.	n.c.
Участок Н-5 [The plot H-5]							
1998	2,23	16,8	18,0	0,85	0,38	360	420
2010	15,0	5,82	6,02	12,1	0,86	n.m.	n.c.

n.m. – не измерено; n.c. – не вычислено [n.m. – not measured; n.c. – not calculated].

честве референтной площадки (РП) для сравнительных измерений.

Для периодических дозиметрических измерений в выбранных 8 точках (см. рис. 1; табл. 1) применяли приборы фирмы АТОМТЕХ (Беларусь): EL-1101 (в 1998–2001 гг.), EL-1117 (в 2002–2008 гг.), ДКС-АТ1121 (в 2009–2012 гг.) и МКС-АТ6101Д (в 2015–2021 гг.). С помощью дозиметров EL-1101 и EL-1117 измеряли мощность экспозиционной дозы (МЭД, мкР/ч). Для перехода от показателя МЭД к показателю мощности поглощенной дозы (МПД, нГр/ч) использовали коэффициент преобразования, равный 8,7 нГр/мкР [11]. С помощью ДКС-АТ1121 и МКС-АТ6101Д измеряли мощность амбиентного эквивалента дозы (МАЭД, нЗв/ч). Наряду с периодическими измерениями МД в 3 мониторинговых точках (7мН-1, Н-1-2, Н-2-3), расположенных в глубине дезактивированного участка, в 2000 и 2015 гг. было выполнено измерение профиля МД вдоль линии ЛН-1-2 (см. рис. 1). Целью этих измерений было изучение возможного краевого переноса радионуклидов с загрязненной территории на дезактивированный участок [9]. Измерения выполняли с шагом 1 м на высоте 1 м. Измерения полевых гамма-спектров проводили с помощью портативных сцинтилляционных гамма-спектрометров СКИФ (СИНКО, Россия) (в 1998–2008 гг.) и МКС-АТ6101Д (в 2015–2021 гг.). Для всех приборов был определен собственный фон устройства и его отклик на космическое излучение [11–13].

Измерения на всех участках выполняли в один и тот же день в сухую погоду в весенне-летний период. Детекторы дозиметров и спектрометров размещали на алюминиевом треножнике на высоте 1 м от поверхности почвы (см. рис. 2 б и d). Обработку полученной дозиметрической и спектрометрической информации проводили по методам, изложенным в работах [11–14]. Выходными параметрами были: МПД от радионуклидов Cs (МПД_{Cs}, нГр/ч), МПД от первичных (нерассеянных) фотонов с энергией 662 кэВ (МПД₆₆₂, нГр/ч), МПД от природных радионуклидов (МПД_{ПРН}, нГр/ч), МАЭД от радионуклидов Cs (МАЭД_{Cs}, нЗв/ч), МАЭД от первичных фотонов с энергией 662 кэВ (МАЭД₆₆₂, нЗв/ч), МАЭД от природных радионуклидов (МАЭД_{ПРН}, нЗв/ч). Вклад (%) рассеянных фотонов в общую мощность дозы от ¹³⁷Cs был вычислен на основе разницы между МПД_{Cs} и МПД₆₆₂ (в 1998–2008 гг.), МАЭД_{Cs} и МАЭД₆₆₂ (в 2015, 2020 и 2021 гг.). Предполагалось, что МД от природных радионуклидов не менялась в период наблюдений. Для перехода от МАЭД_{ПРН} (нЗв/ч) к МПД от природных радионуклидов (МПД_{ПРН}, нГр/ч) использовали коэффициент, равный 0,8 Гр/Зв [12].

Для уменьшения неопределенностей, связанных с использованием разных дозиметров в разные годы, мы использовали отношение МД от радионуклидов Cs (МД_{Cs}) в выбранной локации (точке) к МД_{Cs} в референтной локации, т.е. на целинном лугу, на тот год, когда проводили измерения. Эта безразмерная величина ниже обозначена как «относительная мощность дозы (ОМД_{Cs})». По сути ОМД_{Cs} соответствует понятию «фактор места (location factor)» [15], используемому при оценке дозы внешнего облучения от чернобыльского компонента гамма-излучения.

Взятие проб почвы на дезактивированной и недезактивированной части территории базы, а также на референтной площадке проводили в 1998 и 2015 гг. с помощью разборного стального цилиндрического пробоотборника

ка длиной 20 см и внутренним диаметром 5 см (рис. 3). В каждом случае было отобрано по 7 кернов (по 2 вблизи точек 7мН-1, Н-2-3, Н-3-4, 7мН-5, и по 3 рядом с точками Н-1-2 и Н-4-5). Для изучения вертикального распределения ¹³⁷Cs в почве керны делили на слои толщиной 2 или 5 см. Такой же пробоотборник был использован в 1998 и 2010 гг. для взятия проб почвы на площадке дома № 5. В каждом году здесь было взято по 5 кернов, которые делили на слои толщиной 5 см. Соответствующие слои от кернов с площадки объединяли в одну пробу, за исключением дезактивированной площадки, где в 2015 г. для измерений были взяты слои от каждого отобранного керна. Масса пробы была определена сразу после отбора (влажный вес) и после просушки до достижения постоянного веса (сухой вес).



Рис. 3. Керны почвы, отобранные в 2015 г. на базе «Муравинка» на недезактивированной территории (а) и дезактивированной площадке (б). Длина кернов равна примерно 20 см. Стрелкой показана граница между слоем насыпанного песка и материнской почвой

[Fig. 3. Soil cores sampled in 2015 at the Muravinka recreation base in the untreated territory (a) and decontaminated plot (b). The length of the cores is approximately equal to 20 cm. The arrow indicates the boundary between the layer of poured sand and the parent soil]

Отбор проб игл молодых сосен (по 7 деревьев в возрасте 5–7 лет на дезактивированной и недезактивированной частях территории базы) был проведен в 2015 г., а проб съедобных грибов (по 3–5 плодовых тел подберезовиков и сыроежек) – в 2016 г. Пробы биоты были высушены до достижения постоянного веса.

Измерения активности ¹³⁷Cs в пробах были выполнены с использованием гамма-спектрометров с полупроводниковыми детекторами, имевшими соответствующую калибровку по эффективности регистрации фотонов с энергией 661,6 кэВ для разных геометрий и плотностей счетного образца [16]. Статистическая неопределенность оценки площади пика полного поглощения с энергией 661,6 кэВ не превышала 10% (95% вероятность).

Полученное значение активности пересчитывали на момент отбора пробы с учетом радиоактивного распада ^{137}Cs (30,1 года). Выходными параметрами лабораторных исследований были: удельная активность ^{137}Cs в пробе (УА, Бк/кг); запас ^{137}Cs в 20-сантиметровом слое почвы (A_{Cs} , кБк/м²); средняя глубина миграции ^{137}Cs в почве (Z_{Cs} , г/см²) [17].

Вычисление мощности воздушной кермы от ^{137}Cs (KR_{Cs} , нГр/ч), находящегося в почве, проводили по методу Golikov et al. [18, 19]. Результаты вычисления KR_{Cs} приведены на влажный вес почвы.

Агрегированный коэффициент перехода ^{137}Cs из почвы в биоту (T_{ag} , м²/кг) рассчитывали как отношение УА радионуклида в биоте к его запасу (A_{Cs}) в почве [20].

Результаты и обсуждение

^{137}Cs в почве и биоте

Величина УА ^{137}Cs в пробах почвы находилась в диапазоне от $3,40 \pm 0,51$ Бк/кг до 47100 ± 5600 Бк/кг (сухой вес). Значения A_{Cs} на референтном участке (900 кБк/м²) и недезаktivированной территории базы (930 кБк/м²)

в 1998 г. практически совпадали друг с другом. Значение A_{Cs} на дезактивированном участке было в 6,5 раза меньше (см. табл. 1). К 2015 г. значение A_{Cs} на референтном участке, недезаktivированной и дезактивированной территории базы значительно снизилось: на 25, 35 и 36% соответственно. Уменьшение величины A_{Cs} произошло в основном за счет радиоактивного распада ^{137}Cs (32% за 17 лет). УА ^{137}Cs в верхнем 2-сантиметровом слое на референтном участке и недезаktivированной территории уменьшилась за это время более существенно: в 2,2 раза и 1,7 раза соответственно. Это в определенной мере связано с вертикальной миграцией радионуклида: средняя глубина миграции ^{137}Cs (Z_{Cs}) на этих участках увеличилась (см. табл. 1). Однако, в целом, принципиальных изменений в форме распределения УА ^{137}Cs по вертикали в почве на референтном участке и недезаktivированной территории с 1998 г. до 2015 г. не произошло (рис. 4).

На дезактивированном участке Z_{Cs} несколько уменьшилась (см. табл. 1), а УА ^{137}Cs в верхнем 2-сантиметровом слое увеличилась примерно в 1,2 раза (см. рис. 4). Теоретически такая динамика на дезактивированном

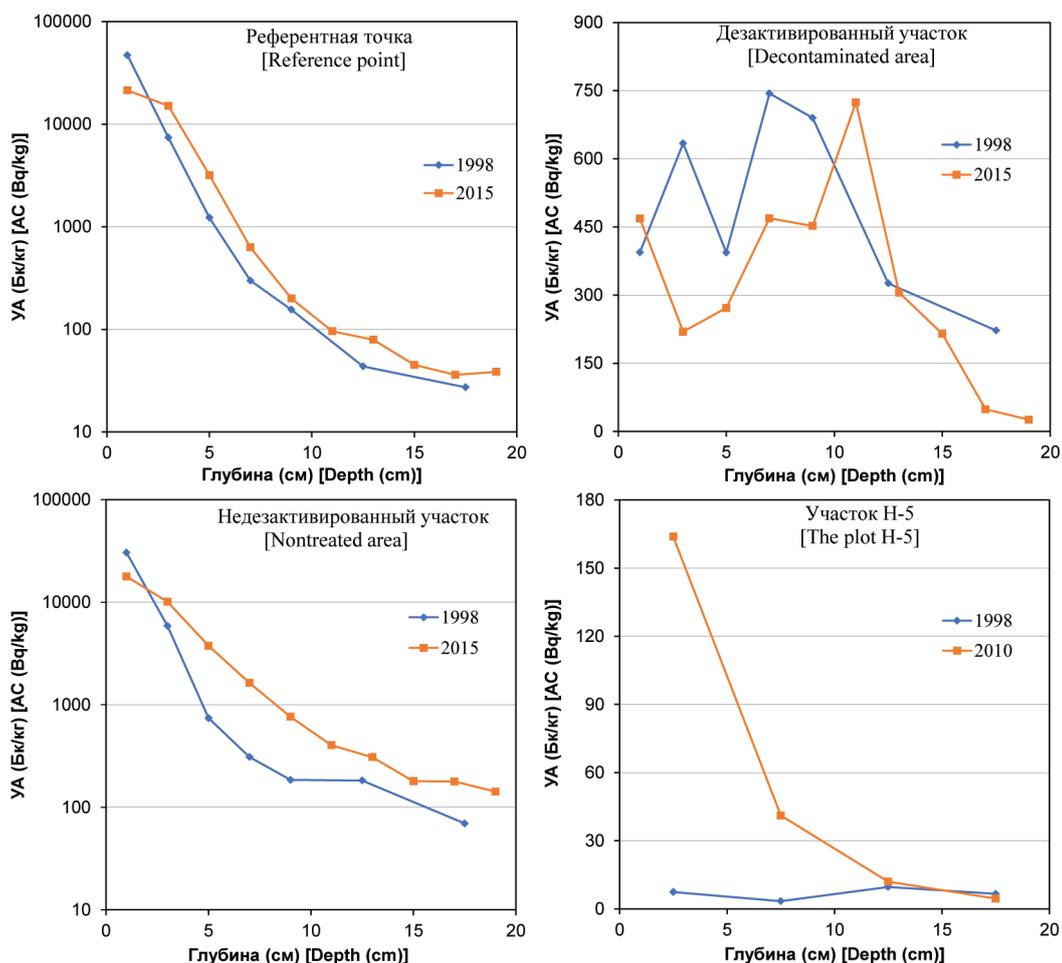


Рис. 4. Вертикальное распределение удельной активности ^{137}Cs (УА, на сухой вес) в почве недезаktivированного участка, дезактивированного участка, места дома H-5 на базе «Муравинка» и референтной площадки в 1998 и 2015 гг. Представлено суммарное распределение ^{137}Cs в 7 кернах почвы, за исключением участка H-5, где дано суммарное распределение для 5 кернов [Fig. 4. Vertical distribution of ^{137}Cs activity concentration (AC, dry weight) in the soil of the non-decontaminated area, decontaminated area, place of the H-5 house at the Muravinka recreation base, and the reference point in 1998 and 2015. The total distribution of ^{137}Cs in seven soil cores is shown, except for the plot H-5, where the total distribution for five cores is provided]

участке могла быть связана с механическим нарушением верхнего «чистого» слоя песка и перемещением части остаточной активности ^{137}Cs с материнской почвой наверх. Однако визуально в индивидуальных ядрах можно было различить четкое деление на слой песка и постеляющую материнскую почву. Снимок одного из ядер приведен на рисунке 3. Там же для сравнения приведен вид ядра, отобранного на контрольной части территории базы. На рисунке 5 показано, что пик УА ^{137}Cs в отдельно взятых ядрах с дезактивированной площадки в 2015 г. (так же, как и сразу после дезактивации в 1997 г.) находился на некоторой глубине, которая варьировала от ядра к ядру. Сопоставление результатов визуального обследования ядер и радиометрических измерений показало, что положение пика хорошо соответствовало границе между песком и почвой и зависело от толщины слоя песка в месте отбора ядра [8, 9]. Толщина песка находилась в диапазоне 4–15 см. Поэтому увеличение УА ^{137}Cs в самом верхнем 2-сантиметровом слое к 2015 г. в какой-то мере можно связать с переносом радионуклида с глубины на поверхность травами [9] и древесными

растениями, в частности, молодыми соснами, в иглах которых содержание радионуклида находилось на уровне 20–30 Бк/кг (табл. 2). Перенос радионуклидов на поверхность мог осуществляться грибами, образующими микоризу с древесными растениями, – сыроежками и подберезовиками, в плодовых телах которых также был определен ^{137}Cs (см. табл. 2). Еще одним механизмом загрязнения верхнего слоя почвы на дезактивированном участке может быть перенос радионуклидов по поверхности с соседней загрязненной территории (вторичное загрязнение). В пользу существования такого механизма однозначно свидетельствуют результаты изучения содержания ^{137}Cs в почве на площадке дома Н-5. На этой площадке сразу после демонтажа самого дома в 1998 г. A_{Cs} был очень низким – 2,2 кБк/м², что разумно соответствовало остаточной плотности глобальных выпадений ^{137}Cs в Брянской области [11]. К 2015 г. A_{Cs} на площадке дома Н-5 увеличилась многократно: до 15 кБк/м² (см. табл. 1). Многократно увеличилась и УА ^{137}Cs в верхнем 0–10-сантиметровом слое почвы (см. рис. 4), а Z_{Cs} существенно уменьшилась (см. табл. 1). Отметим, что признаки вторичного загрязнения оказались столь заметными в связи с чрезвычайно низкими исходными значениями A_{Cs} и УА ^{137}Cs , а также благодаря сравнительно небольшой площади (75 м²) этой «чистой» площадки, находящейся внутри сильно загрязненного окружения. В среднем скорость вторичного загрязнения площадки Н-5 в период 1998–2010 гг. можно оценить величиной, равной примерно 1,3 кБк/м² в год, что составляет менее 0,2% значения A_{Cs} на дезактивированной территории базы. В качестве основного носителя этого сравнительно малозначимого загрязнения следует рассматривать опад с деревьев, окружающих дезактивированный участок и площадку Н-5, а также органический и неорганический материал, переносимый ветром, автотранспортом и людьми с радиоактивно загрязненной поверхности остальной территории базы. Значения УА ^{137}Cs в иглах сосны и плодовых телах грибов в этой части базы были в 10–260 раз выше, по сравнению с таковыми на дезактивированной площадке (см. табл. 2). Эти различия были связаны как с различиями между площадками по показателю A_{Cs} , так и с различиями в интенсивности поступления ^{137}Cs из почвы в биоту. На дезактивированной площадке, по сравнению с контрольной территорией, значения Tag были в большинстве случаев ниже (см. табл. 2). УА ^{137}Cs в верхнем (в основном органическом) слое почвы толщиной 2 см на дезактивированной части базы в 2015 г. составила $17\,800 \pm 2100$ Бк/кг, что было в 36 раз больше, чем значение УА ^{137}Cs (469 ± 56 Бк/кг) в соответствующем слое почвы с дезактивированной площадки.

Мощность дозы гамма-излучения в воздухе

По данным измерений 2015, 2020 и 2021 гг., выполненных с использованием полевого спектрометра МКС-АТ6101Д, значения МАЭД_{ПРН} на территории базы и референтной площадке варьировали в очень узком диапазоне: от 16 до 23 нЗв/ч. Переведенные в МПД_{ПРН} и усредненные по точкам наблюдений значения МД от природных радионуклидов даны в таблице 3. Как видно из данных, представленных в таблице 3, значения МПД_{ПРН} на отдельных точках хорошо соответствовали друг другу. Отсутствие различий между точками по показателю МД от природных радионуклидов иллюстрируется практически полным со-

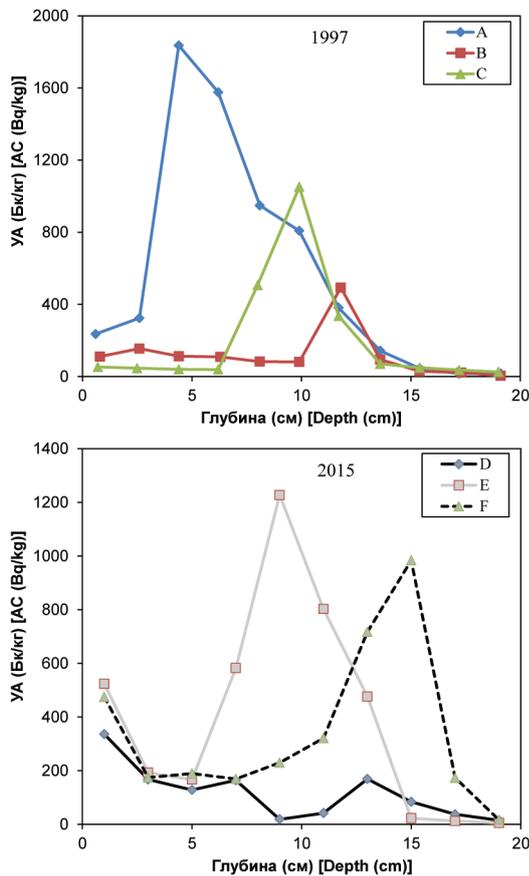


Рис. 5. Распределение удельной активности ^{137}Cs (УА, на сухой вес) по вертикали в индивидуальных ядрах почвы, отобранных на дезактивированном участке базы «Муравинка» в 1997 г. (А, В, С по данным [7]) и 2015 г. (D, E, F, данное исследование)
[Fig. 5. Vertical distribution of ^{137}Cs activity concentration (AC, dry weight) in individual soil cores sampled at the decontaminated site of the Muravinka recreation base in 1997 (A, B, C according to [7]) and 2015 (D, E, F, this study)]

Таблица 2

Удельная активность ¹³⁷Cs (на сухой вес) в пробах игл молодых сосен и плодовых тел съедобных грибов, отобранных на дезактивированном участке (AC-d) и недеактивированном участке (AC-n) на базе отдыха «Муравинка», и агрегированные коэффициенты перехода ¹³⁷Cs в паре почва – биота на дезактивированном участке (Tag-d) и недеактивированном участке (Tag-n)

[Table 2

Activity concentration of ¹³⁷Cs (dry weight) in samples of needles of young pines and fruiting bodies of edible mushrooms collected at the decontaminated plot (AC-d) and untreated plot (AC-n) in the recreation base Muravinka, and ¹³⁷Cs aggregated transfer coefficients in the soil-biota pair at the decontaminated plot (Tag-d) and untreated plot (Tag-n)]

Проба [Sample]	AC-n (Бк/кг [Bq/kg])	AC-d (Бк/кг [Bq/kg])	AC-n/AC-d	Tag-n (м ² /кг, n 10 ³ [m ² /kg, n 10 ³])	Tag-d (м ² /кг, n 10 ³ [m ² /kg, n 10 ³])	Tag-n/Tag-d
21.08.2015						
Сосна, иглы 1-го года [Pine, 1-y needles]	1850±220	29,4±4,4	63	3,1	0,32	10
Сосна, иглы 2-го года [Pine, 2-y needles]	622±75	19,1±2,9	33	1,0	0,21	5,0
04.08.2016						
Грибы сыроежки (<i>Russula</i> sp.) [Mushrooms (<i>Russula</i> sp.)]	67400±8100	256±31	263	114	2,8	40
Грибы подберезовики (<i>Leccinum</i> sp.) [Mushrooms (<i>Leccinum</i> sp.)]	21700±2600	2140±260	10	37	24	1,5

впадением амплитуд измеренных гамма-спектров в диапазоне энергий 1000–3000 кэВ (рис. 6). Значения МПД_{ПРН}, определенные в 2015–2021 гг., вполне соответствовали среднему значению этого показателя (18±3 нГр/ч), выведенному в 1997–2002 гг. [9] для территории базы «Муравинка».

Таблица 3

Мощность поглощенной дозы в воздухе от ¹³⁷Cs (МПД_{CS}) в 1998 г. и средняя мощность поглощенной дозы в воздухе от природных радионуклидов (МПД_{ПРН}) в точках измерений в Муравинке (см. рис. 1)

[Table 3

Absorbed dose rate in air from ¹³⁷Cs (ADR_{CS}) in 1998 and average absorbed dose rate in air from natural radionuclides (ADR_{NRN}) at the measurement points in Muravinka (Fig. 1)]

Точка (Point)	МПД _{CS} (нГр/ч)* [ADR _{CS} (nGy/h)]*	МПД _{ПРН} (нГр/ч)** [ADR _{NRN} (nGy/h)]**
RP	1270±40	17±3
7mH-5	1060±40	17±2
H-4-5	950±29	17±3
H-3-4	918±28	15±2
H-2-3	230±11	18±2
H-1-2	182±10	17±2
7mH-1	203±10	16±2
H-5	360±12	18±2

* – статистическая неопределенность измерения приведена для вероятности 95% [* – statistical measurement uncertainty is given for the probability of 95%].

** – средняя±стандартное отклонение для 3 измерений [** – mean±standard deviation for three measurements].

В 1998 г. максимальная величина МПД_{CS} была зарегистрирована на референтной целинной площадке, а мини-

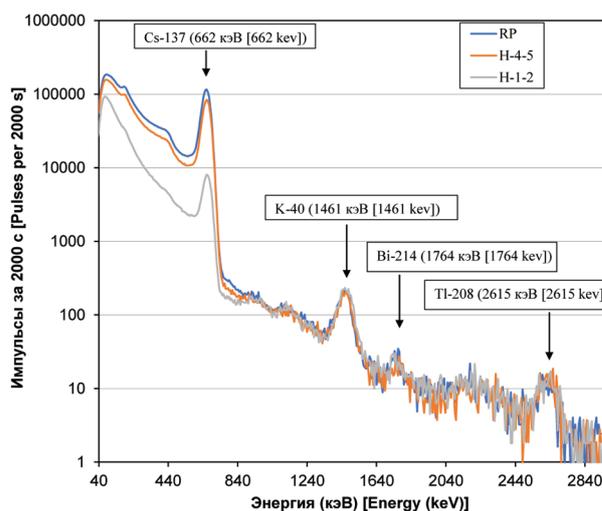


Рис. 6. Гамма-спектры, измеренные in situ на референтной площадке (RP), недеактивированной территории (точка H-4-5) и дезактивированном участке (точка H-1-2) базы «Муравинка» в августе 2015 г.

[Fig. 6. Gamma spectra measured in situ at the reference point (RP), non-decontaminated territory (point H-4-5) and decontaminated plot (point H-1-2) of the Muravinka recreation base in August 2015]

мальная – в центре дезактивированной площадки в точке H-1-2 (см. табл. 3). Значения МПД_{CS} в 11–76 раз превышали значения МПД_{ПРН}.

В промежутке между 1998 г. и 2008 г. МД_{CS} на референтной площадке (МД-реф) снижалась (табл. 4) с эффективным периодом полууменьшения (T_{эф} [21]), равным 16 годам. В период 2015–2021 гг. величина данного показателя была намного больше: 30 лет; т.е. скорость уменьшения мощности дозы в воздухе от ¹³⁷Cs снизилась и совпала со скоростью распада ¹³⁷Cs.

Таблица 4

Мощность дозы гамма-излучения в воздухе в референтной точке (МД-реф) и отношение мощности дозы в других обследованных точках к МД-реф (ОМД_с) в Муравинке. Чернобыльский компонент дозы гамма-излучения

[Table 4]

Dose rate of gamma radiation in the air at the reference point (DR-ref) and the ratio of dose rate at other surveyed points to DR-ref (RDR_с) in Muravinka. The Chernobyl's component of gamma dose]

Год [Year]	Дозиметр [Dosimeter]	МД-реф* [DR-ref*]	ОМД _с для точки (безразмерная величина) [RDR _с for the point (dimensionless value)]						
			7mH-5	H-4-5	H-3-4	H-2-3	H-1-2	7mH-1	H-5
1998	EL-1101	1270	0,83	0,75	0,72	0,18	0,14	0,16	0,28
1999	EL-1101	1220	0,84	0,76	0,71	0,18	0,14	0,16	0,31
2000	EL-1101	1150	0,84	0,73	0,70	0,18	0,14	0,16	0,29
2001	EL-1101	1130	0,83	0,71	0,68	0,18	0,14	0,16	0,29
2002	EL-1117	1090	0,80	0,71	0,67	0,17	0,13	0,14	0,27
2003	EL-1117	1080	0,81	0,74	0,68	0,19	0,14	0,16	0,32
2004	EL-1117	1010	0,83	0,75	0,69	0,20	0,14	0,15	0,31
2005	EL-1117	969	0,81	0,70	0,68	0,17	0,15	0,16	0,29
2006	EL-1117	877	0,82	0,74	0,69	0,19	0,16	0,17	0,29
2007	EL-1117	837	0,81	0,75	0,68	0,18	0,16	0,17	0,32
2008	EL-1117	825	0,82	0,73	0,67	0,19	0,16	0,18	0,31
2009	AT1121	986	0,80	0,75	n.d.	0,18	0,17	0,19	0,31
2012	AT1121	868	0,75	0,71	0,65	0,19	0,14	0,16	0,28
2015	AT6101Д	1000	0,83	0,77	0,70	0,18	0,17	0,18	0,29
2016	AT6101Д	944	0,84	0,76	0,70	0,19	0,16	0,19	0,26
2020	AT6101Д	889	0,83	0,77	0,70	0,18	0,15	0,16	n.d.
2021	AT6101Д	853	0,87	0,79	0,71	0,19	0,16	0,17	0,28
	Медиана [Median]		0,83	0,75	0,69	0,18	0,15	0,16	0,29
	Средняя [Mean]		0,82	0,74	0,69	0,18	0,15	0,16	0,29
	С.о. [S.d.]		0,02	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02
	KB (%) [CV (%)]		2,4	4,1	2,9	5,6	6,7	6,3	6,1

* – МПД_с (нГр/ч) в 1998–2008 гг. и МАЭД_с (нЗв/ч) в 2009–2021 гг. [* – ADR_с (nGy/h) in 1998–2008 and ADER_с (nSv/h) in 2009–2021]; статистическая неопределенность измерения МД-реф не превышала 5% (95% вероятность) [statistical uncertainty of DR-ref measurement did not exceed 5% (95% probability)]; С.о. – стандартное отклонение [S.d. – standard deviation]; KB – коэффициент вариации [CV – coefficient of variation].

В 1998 г. величина относительной мощности дозы (ОМД_с) находилась в диапазоне 0,72–0,83 на дезактивированной территории базы и в диапазоне 0,14–0,18 на дезактивированном участке (см. табл. 4). На площадке дома № 5 значение ОМД_с (0,28) заметно превышало таковые на дезактивированном участке. Значения ОМД_с для каждой отдельно взятой точки наблюдений на базе незначительно изменялись год от года: коэффициент вариации находился в диапазоне от 2,4% до 6,7%. Вместе с тем, для точек 7mH-1, H-1-2 и H-2-3 величина ОМД_с демонстрировала слабую положительную зависимость от времени. Для точек 7mH-1 и H-1-2 данная зависимость была статистически значимой (тест Спирмана, P < 0,05). Это могло указывать на несколько замедленную динамику МД_с на дезактивированном участке по сравнению с таковой на референтной площадке.

Значение мощности воздушной кермы от ¹³⁷Cs (KR_с), вычисленное на основе результатов определения активности ¹³⁷Cs в нативных (влажных) пробах почвы (см. табл. 1) для референтной площадки и дезактивированной территории, оказалось, соответственно, на 7% и 14%

больше значения МПД_с, непосредственно измеренной *in situ* в 1998 г. Такие различия являются ожидаемыми, т.к. KR_с была вычислена по модели для бесконечного плоского источника излучения [18, 19], а в действительности поверхность земли обладает неровностями; кроме того, над землей присутствует растительность, выступающая в роли ослабителя гамма-излучения. На дезактивированной территории базы такими дополнительными ослабителями являлись строения. На дезактивированной площадке KR_с была, напротив, кратно меньше МПД_с (см. табл. 1). Это соотношение можно объяснить ограниченными размерами очищенной площадки, находящейся внутри радиоактивно загрязненной территории. В этом случае величина МПД_с на площадке в значительной мере зависит от интенсивности гамма-излучения, исходящего от окружающей дезактивированной территории. Этот вклад в МПД_с в особенности велик для случая площадки H-5, которая имела малые размеры и пренебрежимо малый уровень загрязнения почвы ¹³⁷Cs (см. табл. 1).

Различия между разными точками наблюдений касались не только МД_с, но и спектрального состава гамма-

поля. В 1998–2008 гг. на референтной площадке и неде-зактивированной территории более половины $M_{D_{Cs}}$ было обусловлено нерассеянными (первичными) гамма-квантами с энергией 662 кэВ, а вклад рассеянных фотонов был, соответственно, меньше 50% (табл. 5). На площадке Н-5 и дезактивированной площадке вклад от рассеянных фотонов доминировал в $M_{D_{Cs}}$. Для периода 2015–2021 гг. вклад от рассеянных фотонов в $M_{D_{Cs}}$ был больше такового для периода 1998–2008 гг. (см. табл. 5). Для всех точек наблюдения эти различия были статистически значимы (U-тест Манна – Уитни, $P < 0,05$). Увеличение вклада от рассеянных фотонов связано как с заглублением источника излучения в почве [22], так и с использованием разных операционных величин для представления M_{D} в воздухе в разные годы наблюдений: МПД в 1998–2008 гг. и МАЭД в 2015–2021 гг. В диапазоне 60–800 кэВ отношение МАЭД к МПД увеличивается с уменьшением энергии фотонов [12, 23]. Однако принципиальных изменений в различиях по спектральному составу гамма-излучения между точками наблюдений в зависимости от времени мы не наблюдаем: на дезактивированной площадке и площадке Н-5, по сравнению с остальными площадками, в $M_{D_{Cs}}$ в период 2015–2021 гг. отчетливо преобладает вклад от рассеянных фотонов с энергией менее 662 кэВ.

Отсутствие признаков значимого вторичного радиоактивного загрязнения дезактивированной площадки, определяемого по динамике $M_{D_{Cs}}$ в 3 точках регулярного мониторинга, подтверждается сравнением профилей $M_{D_{Cs}}$, которые были измерены вдоль линии LH-1-2 (см. рис. 1) в 2000 и 2015 гг. Как видно из данных, представленных на рисунке 7, формы профилей в целом удовлетворительно совпадают друг с другом. Некоторое уменьшение различий между центральным сегментом и перифери-

ей связано с использованием разных дозиметрических величин – МПД в 2000 г. и МАЭД в 2015 г., соотношение между которыми меняется, как указано выше, в зависимости от энергии гамма-излучения.

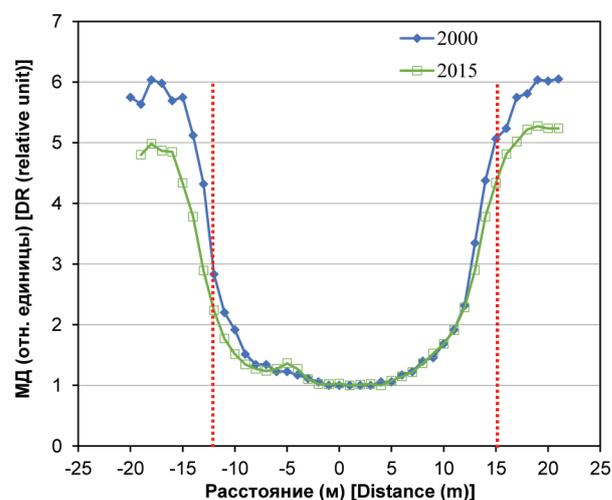


Рис. 7. Профили относительной мощности дозы гамма-излучения от ^{137}Cs (M_{D}) вдоль линии LH-1-2, пересекающей дезактивированный участок между домами Н-1 и Н-2 (см. рис. 1). Значение МПД $_{Cs}$ (в 2000 г.) и МАЭД $_{Cs}$ (в 2015 г.) в точке Н-1-2 (0 м) принято равным 1. Границы дезактивированного участка обозначены красными пунктирными линиями
[Fig. 7. Profiles of relative dose rate of gamma radiation from ^{137}Cs (DR) along the LH-1-2 line crossing the decontaminated plot between houses H-1 and H-2 (Fig. 1). The value of ADR $_{Cs}$ (in 2000) and ADER $_{Cs}$ (in 2015) at the point H-1-2 (0 m) is taken equal to 1. Boundaries of the decontaminated plot are indicated by red dotted lines]

Вклад рассеянных фотонов в $M_{D_{Cs}}$ в точках периодических измерений в Муравинке

Table 5

Input of scattered photons to DR $_{Cs}$ at the points of periodical measurements in Muravinka

[Table 5

Параметр [Parameter]	Вклад* для точки (%) [Input* for the point (%)]							
	RP	7mH-5	H-4-5	H-3-4	H-2-3	H-1-2	7mH-1	H-5
1998–2008 гг. [1998–2008]								
Minimum	30,1	32,0	36,7	34,2	64,3	68,9	68,1	52,8
Maximum	34,6	40,8	44,4	43,8	73,3	79,7	77,4	62,8
Median	31,5	36,7	41,5	39,4	66,0	71,3	71,0	56,3
Mean	32,0	36,7	41,2	39,4	67,4	73,2	71,5	56,7
C.o. [S.d.]	0,6	0,9	1,2	1,4	6,6	9,5	5,9	3,5
KB (%) [CV (%)]	2,0	2,5	2,9	3,6	9,8	13	8,3	6,1
2015–2021 гг. [2015–2021]								
Minimum	43,5	47,9	52,2	51,9	75,2	78,5	76,4	68,2
Maximum	44,8	49,7	52,6	52,8	76,2	81,0	79,9	73,7
Median	44,4	48,7	52,2	51,9	75,3	79,3	77,7	70,9
Mean	44,1	48,7	52,4	52,2	75,6	79,6	78,1	71,1
C.o. [S.d.]	0,5	1,0	0,3	0,5	1,7	5,0	6,3	6,8
KB (%) [CV (%)]	1,1	2,1	0,5	1,0	2,2	6,3	8,1	9,5

* – вклад рассеянных фотонов для поглощенной дозы в 1998–2008 гг. и AMBIENTНОГО ЭКВИВАЛЕНТА ДОЗЫ в 2015–2021 гг. [* – input of scattered photons to absorbed dose in 1998–2008 and ambient dose equivalent in 2015–2021].

Заключение

Выполненное долговременное радиологическое мониторинговое обследование загородной базы отдыха, на которой была проведена локальная механическая дезактивация, показало, что за 24 года после вмешательства не произошло значимого вторичного радиоактивного загрязнения дезактивированного земельного участка. В 1998 г. значение запаса ^{137}Cs в верхних 20 см почвы на контрольной части территории базы и дезактивированном участке составило, 930 кБк/м² и 143 кБк/м² соответственно. К 2015 г. значение запаса ^{137}Cs на контрольной территории и дезактивированной площадке значительно снизилось: на 35% и 36% соответственно. Уменьшение мощности дозы гамма-излучения в воздухе на дезактивированном участке и контрольной недезактивированной территории проходило с одинаковой скоростью, которая в настоящее время в основном определяется распадом ^{137}Cs . На участке, подвергнутом дезактивации, происходило самостоятельное восстановление нарушенной лесной экосистемы. Содержание ^{137}Cs в биоте (сосна, съедобные грибы) на этом участке было многократно ниже такового на контрольной части территории базы отдыха. Исползованная технология дезактивации радиоактивно загрязненной территории (удаление верхнего 5–10-сантиметрового слоя почвы с последующим покрытием обработанного участка слоем чистого грунта или песка) может быть рекомендована для достижения высокоустойчивого долговременного эффекта в отношении уменьшения мощности дозы гамма-излучения на радиоактивно загрязненных земельных участках, расположенных в лесистой местности.

Сведения о личном вкладе авторов в работу над статьей

Рамзаев В.П. – концепция, измерения, написание рукописи.

Барковский А.Н. – концепция, редактирование рукописи.

Благодарности

Авторы благодарят младшего научного сотрудника К.В. Варфоломееву (ФБУН НИИРГ имени проф. П.В. Рамзаева) за помощь при проведении полевых измерений.

Информация о конфликте интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Сведения об источнике финансирования

Финансирование работы частично осуществлялось по контракту № 0173100001419000019 с Роспотребнадзором.

Литература

1. Practical means for decontamination 9 years after a nuclear accident. Ed.: J. Roed, K.G. Andersson, H. Prip. Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark. 1995.
2. Балонов М.И., Голиков В.Ю., Пархоменко В.И., Пономарев А.В. Дезактивация населенных пунктов Брянской области после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная гигиена. 2014. Т. 7, № 1. С. 5–15.
3. Rääf C.L., Isaksson M., Martinsson J., Fink R. Time-dependence of decontamination efficiency after a fallout of gamma-emitting radionuclides in suburban areas: a theoretical outlook on topsoil removal // Scientific Reports. 2022. Vol. 12. P. 21656.
4. Roed J., Lange C., Andersson K.G., et al. Decontamination in a Russian settlement. RISØ National Laboratory report Risø-R-870 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1996.
5. Fogh C.L., Andersson K.G., Barkovsky A.N., et al. Decontamination in a Russian settlement // Health Physics. 1999. Vol. 76. P. 421–430.
6. Evrard O., Laceby O.P., Nakao A. Effectiveness of landscape decontamination following the Fukushima nuclear accident: a review // SOIL. 2019. Vol. 5. P. 333–350.
7. Roed J., Andersson K.G., Barkovsky A.N., et al. Mechanical decontamination tests in areas affected by the Chernobyl accident. RISØ National Laboratory report Risø-R-1029 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1998.
8. Ramzaev V., Barkovsky A., Mishine A., Andersson K.G. Decontamination tests in the recreational areas affected by the Chernobyl accident: efficiency of decontamination and long-term stability of the effects // Journal of the Society of Remediation for Radioactive Contamination in the Environment. 2013. Vol. 1, No. 2. P. 93–107.
9. Ramzaev V., Andersson K.G., Barkovsky A., et al. Long-term stability of decontamination effect in recreational areas near the town Novozybkov, Bryansk Region, Russia // Journal of Environmental Radioactivity. 2006. Vol. 85. P. 280–298.
10. Roed J., Andersson K.G., Barkovsky A.N., et al. Reduction of external dose in a wet contaminated housing area in the Bryansk Region, Russia // Journal of Environmental Radioactivity. 2006. Vol. 85. P. 265–279.
11. Ramzaev V., Yonehara H., Hille R., et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in Bryansk region, Russia in 1996–2003 // Journal of Environmental Radioactivity. 2006. Vol. 85. P. 205–227.
12. Ramzaev V.P., Barkovsky A.N. On the relationship between ambient dose equivalent and absorbed dose in air in the case of large-scale contamination of the environment by radioactive cesium // Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene. 2015. Vol. 8, No. 3. P. 6–20.
13. Ramzaev V., Barkovsky A., Bernhardsson C., Mattsson S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors // Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene. 2017. Vol. 10, No. 1. P. 18–29.
14. Ramzaev V., Bernhardsson C., Barkovsky A., et al. A backpack γ -spectrometer for measurements of ambient dose equivalent rate, $H^*(10)$, from ^{137}Cs and from naturally occurring radiation: the importance of operator related attenuation // Radiation Measurements. 2017. Vol. 107. P. 14–22.
15. Голиков В.Ю. Дозиметрия внешнего облучения населения: сравнение аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1» // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 1. С. 27–37.
16. Ramzaev V., Barkovsky A., Goncharova Yu., et al. Radiocesium fallout in the grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands due to Fukushima accident: the radioactive contamination of soil and plants in 2011 // Journal of Environmental Radioactivity. 2013. Vol. 118. P. 128–142.
17. Ramzaev V., Barkovsky A. Vertical distribution of ^{137}Cs in grassland soils disturbed by moles (*Talpa europaea* L.) // Journal of Environmental Radioactivity. 2018. Vol. 184–185. P. 101–108.
18. Golikov V., Barkovsky A., Kulikov V., et al. Gamma ray exposure due to sources in the contaminated forest. In: Linkov I., Schell W.R. (Eds.). Contaminated Forests – Recent Developments in Risk Identification and Future Perspective. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Contaminated Forests, Kiev, Ukraine. 27–30 June 1998. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 1999. pp. 333–341.

19. Рамзаев В.П., Голиков В.Ю. Сравнение расчетных и измеренных значений мощности кермы в воздухе над почвой, загрязненной ^{137}Cs // Радиационная гигиена. 2015. Т. 8, № 4. С. 42–51.
20. IAEA – International Atomic Energy Agency. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments; Technical Report Series No. 472. Vienna. 2010.
21. Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Динамика уменьшения мощности дозы гамма-излучения в воздухе в сельских населенных пунктах Брянской области России в отдаленном периоде после Чернобыльской аварии // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 1. С. 38–46.
22. Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Метод идентификации участков целинных почв с помощью портативного гамма-спектрометра-дозиметра // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 123–128.
23. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. ICRP Publication 74 // Annals of the ICRP. 1996. Vol. 26. No. 3/4.

Поступила: 03.04.2023 г.

Рамзаев Валерий Павлович – кандидат медицинских наук, ведущий научный сотрудник лаборатории внешнего облучения Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Барковский Анатолий Николаевич – руководитель Федерального радиологического центра, главный научный сотрудник Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Оценка вторичного радиоактивного загрязнения деактивированного земельного участка, расположенного на территории зоны отдыха в лесистой местности // Радиационная гигиена. 2023. Т. 16, № 2. С. 52–64. DOI: 10.21514/1998-426X-2023-16-2-52-64

Assessment of secondary radioactive contamination of a decontaminated land plot located on the territory of a recreation base in a wooded area

Valery P. Ramzaev, Anatoly N. Barkovsky

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance of Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Saint Petersburg, Russia

The article presents results of a long-term (1998–2021) radiological monitoring survey of a recreation base located in a wooded area in the zone of radioactive contamination after the accident at the Chernobyl nuclear power plant. Local mechanical decontamination of the soil had been made on the territory of the base in 1997. The evaluation of the secondary radioactive contamination of the decontaminated territory was performed by comparing dynamics of the radiological situation at the treated plot and the control, non-decontaminated, part of the base according to four main criteria: 1) dose rate of gamma radiation in the air from cesium radionuclides; 2) inventory of ^{137}Cs in soil; 3) vertical distribution of ^{137}Cs in soil; 4) activity concentration of ^{137}Cs in plants and fungi. In 1998, the value of the ^{137}Cs inventory in the upper 20 cm of soil in the control part of the territory of the base and in the decontaminated plot was 930 kBq/m² and 143 kBq/m², respectively. By 2015, the value of the ^{137}Cs inventory in the control area and the decontaminated plot had significantly decreased: by 35% and 36%, respectively. A decrease in the dose rate of gamma radiation in the air at the decontaminated plot and control area proceeded at the same rate, which is currently mainly determined by the decay of ^{137}Cs . There was a gradual self-restoration of the forest ecosystem at the plot subjected to decontamination. Activity concentration of ^{137}Cs in biota (pine, edible mushrooms) in the treated plot was many times lower than that in the control part of the recreation base. In general, there was no significant secondary radioactive contamination of the decontaminated plot in the 24 years after the intervention.

Valery P. Ramzaev

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene

Address for correspondence: Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia. E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Key words: Chernobyl accident, ^{137}Cs , soil, forest, decontamination, long-term stability, secondary contamination.

Authors' personal contribution

V.P. Ramzaev – conceptualization, measurements, writing the manuscript.

A.N. Barkovsky – conceptualization, editing of the manuscript.

Acknowledgements

The authors thank junior researcher K.V. Varfolomeeva (Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev) for help with field measurements.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

Sources of funding

The work was partially financed under contract No. 0173100001419000019 with Rospotrebnadzor.

References

1. Practical means for decontamination 9 years after a nuclear accident. Ed.: J. Roed, K.G. Andersson, H. Prip. Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark. 1995.
2. Balonov MI, Golikov VYu, Parkhomenko VI, Ponomarev AV. Decontamination of localities in the Bryansk region after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2014;7(1): 5–15. (In Russian).
3. Råaf CL, Isaksson M, Martinsson J, Fink R. Time-dependence of decontamination efficiency after a fallout of gamma-emitting radionuclides in suburban areas: a theoretical outlook on topsoil removal. *Scientific Reports*. 2022;12: 21656.
4. Roed J, Lange C, Andersson KG, Prip H, Olsen S, Ramzaev VP, et al. Decontamination in a Russian settlement. RISØ National Laboratory report Risø-R-870 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1996.
5. Fogh CL, Andersson KG, Barkovsky AN, Mishine AS, Ponomarev AV, Ramzaev VP, Roed J. Decontamination in a Russian settlement. *Health Physics*. 1999;76: 421–430.
6. Evrard O, Laceby OP, Nakao A. Effectiveness of landscape decontamination following the Fukushima nuclear accident: a review. *SOIL*. 2019;5: 333–350.
7. Roed J, Andersson KG, Barkovsky AN, Fogh CL, Mishine AS, Olsen S, et al. Mechanical decontamination tests in areas affected by the Chernobyl accident. RISØ National Laboratory report Risø-R-1029 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1998.
8. Ramzaev V, Barkovsky A, Mishine A, Andersson KG. Decontamination tests in the recreational areas affected by the Chernobyl accident: efficiency of decontamination and long-term stability of the effects. *Journal of the Society of Remediation for Radioactive Contamination in the Environment*. 2013;1(2): 93–107.
9. Ramzaev V, Andersson KG, Barkovsky A, Fogh CL, Mishine A, Roed J. Long-term stability of decontamination effect in recreational areas near the town Novozybkov, Bryansk Region, Russia. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;85: 280–298.
10. Roed J, Andersson KG, Barkovsky AN, Fogh CL, Mishine AS, Ponomarev AV, et al. Reduction of external dose in a wet contaminated housing area in the Bryansk Region, Russia. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;85: 265–279.
11. Ramzaev V, Yonehara H, Hille R, Barkovsky A, Mishine A, Sahoo S, et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in Bryansk region, Russia in 1996–2003. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;85: 205–227.
12. Ramzaev VP, Barkovsky AN. On the relationship between ambient dose equivalent and absorbed dose in air in the case of large-scale contamination of the environment by radioactive cesium. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2015;8(3): 6–20.
13. Ramzaev V, Barkovsky A, Bernhardsson C, Mattsson S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017;10(1): 18–29.
14. Ramzaev V, Bernhardsson C, Barkovsky A, Romanovich I, Jarneborn J, Mattsson S, et al. A backpack γ -spectrometer for measurements of ambient dose equivalent rate, $\text{H}^*(10)$, from ^{137}Cs and from naturally occurring radiation: the importance of operator related attenuation. *Radiation Measurements*. 2017;107: 14–22.
15. Golikov VYu. Dosimetry of external population exposure: a comparison of the Chernobyl and Fukushima accidents. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020;13(1): 27–37. (In Russian).
16. Ramzaev V, Barkovsky A, Goncharova Yu, Gromov A, Kaduka M, Romanovich I. Radiocesium fallout in the grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands due to Fukushima accident: the radioactive contamination of soil and plants in 2011. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013;118: 128–142.
17. Ramzaev V, Barkovsky A. Vertical distribution of ^{137}Cs in grassland soils disturbed by moles (*Talpa europaea* L.). *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018;184–185: 101–108.
18. Golikov V, Barkovsky A, Kulikov V, Balonov M, Rantavaara A, Vetikko V. Gamma ray exposure due to sources in the contaminated forest. In: Linkov I., Schell W.R. (Eds.). Contaminated Forests – Recent Developments in Risk Identification and Future Perspective. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Contaminated Forests, Kiev, Ukraine. 27–30 June 1998. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 1999. pp. 333–341.
19. Ramzaev VP, Golikov VYu. A comparison of measured and calculated values of air kerma rates from ^{137}Cs in soil. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2015;8(4): 42–51. (In Russian).
20. IAEA – International Atomic Energy Agency. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments; Technical Report Series No. 472. Vienna. 2010.
21. Ramzaev VP, Barkovsky AN. Dynamics of decrease of the gamma dose rate in air in rural settlements of the Bryansk region (Russia) in the remote period after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020;13(1): 38–46. (In Russian).
22. Ramzaev VP, Barkovsky AN. Method for identifying areas of virgin soils using a portable gamma-spectrometer-dosimeter. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020;13(2): 123–128. (In Russian).
23. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. ICRP Publication 74. *Annals of the ICRP*. 1996;26(3/4).

Received: April 03, 2023

For correspondence: Valery P. Ramzaev – Candidate of Medical Sciences, Leading Researcher of the Laboratory of External Exposure, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing (Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia. E-mail: V.Ramzaev@mail.ru)

Anatoly N. Barkovsky – Head of the Federal Radiological Centre, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Ramzaev V.P., Barkovsky A.N. Assessment of secondary radioactive contamination of a decontaminated land plot located on the territory of a recreation base in a wooded area. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2023. Vol. 16, No. 2. P. 52-64. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2023-16-2-52-64