

## Сравнение полевого и лабораторного методов измерений удельной активности природных радионуклидов в почве

Рамзаев В.П., Сапрыкин К.А., Барковский А.Н., Братилова А.А.

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

*Полевая гамма-спектрометрия является распространенным методом определения удельной активности природных радионуклидов в почве на месте (in situ). Однако этот метод нуждается в сравнении с лабораторными методами. Цель исследования — сравнение полевого и лабораторного методов измерения УА  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  в почве при наличии поверхностного радиоактивного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ . Материалы и методы: Полевые измерения с одновременным отбором проб почвы были проведены на 10 огородных участках, расположенных в шести населенных пунктах зоны радиоактивного загрязнения ( $^{137}\text{Cs}$ ) Брянской области России. Полевые измерения были выполнены с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра-дозиметра МКС-АТ6101Д фирмы АТОМТЕХ (Беларусь). Для лабораторных измерений использовали полупроводниковый гамма-спектрометр фирмы ORTEC (США). Результаты исследования и их обсуждение: Статистически значимых различий между двумя методами определения удельной активности природных радионуклидов в почве не было выявлено (критерий Вилкоксона,  $p > 0,05$ ). Коэффициент корреляции Спирмена был равен 0,87, 0,77 и 0,89 для  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$  соответственно. Максимальное расхождение между результатами, полученными в полевых условиях и в лаборатории, составило 32 %; в среднем разница варьировала от 2 до 8 %. Наибольшие различия были обнаружены в отношении  $^{226}\text{Ra}$ . В значительной мере это связано с неопределенностью измерений, которая для этого радионуклида, по сравнению с  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ , была самой высокой как в полевых, так и в лабораторных измерениях. Заключение: Выполненное тщательное исследование показало, что результаты, полученные с использованием полевой гамма-спектрометрии в условиях загрязнения территории техногенным радионуклидом  $^{137}\text{Cs}$ , хорошо согласуются с результатами лабораторных измерений. Корректировки значений удельной активности, получаемых с применением градуировки, которая была выполнена фирмой-изготовителем портативного гамма-спектрометра-дозиметра МКС-АТ6101Д, не требуется.*

**Ключевые слова:** почва, природные радионуклиды,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ , удельная активность, in situ, сличение.

### Введение

Оценить мощность эффективной дозы внешнего облучения человека (Е, нЗв/ч) в какой-либо локации в условиях радиоактивного загрязнения местности после аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) можно на основании результатов измерений общей мощности поглощенной дозы гамма-излучения в воздухе (МД, нГр/ч) с помощью прямопоказывающих дозиметров<sup>1</sup>. При этом необходимо учитывать вклад природных радионуклидов (ПРН) в МД (МД<sub>ПРН</sub>). Корректный учет величины МД<sub>ПРН</sub> становится все более актуальным по мере удаления от момента аварии на ЧАЭС и уменьшения величины техногенного компо-

нента за счет радиоактивного распада  $^{137}\text{Cs}$ , а также других механизмов, связанных с естественными процессами миграции радионуклида в окружающей среде и с деятельностью человека.

В общем случае для вычисления МД<sub>ПРН</sub> над грунтовыми поверхностями используют результаты лабораторных (*ex situ*) измерений удельной активности (УА, Бк/кг) ПРН (радионуклиды семейств  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$ , а также  $^{40}\text{K}$ ) в пробах почвы, отобранных в выбранной локации [1–5]. Как правило, определение УА урана и тория проводят по результатам гамма-спектрометрических измерений УА их дочерних продуктов распада: например,  $^{228}\text{Ac}$  и/или  $^{208}\text{Tl}$  для  $^{232}\text{Th}$ , и  $^{214}\text{Bi}$  для  $^{238}\text{U}$ . Определение УА  $^{40}\text{K}$  проводят по собственной гамма-линии этого

<sup>1</sup>Проведение комплексного экспедиционного радиационно-гигиенического обследования населенного пункта для оценки доз облучения населения. Методические рекомендации МР 2.6.1.0006-10. Утверждены Руководителем Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации Г.Г. Онищенко 09 августа 2010 г. [Conducting a comprehensive expeditionary radiation and hygienic survey of a populated area to assess the radiation doses of the population. Methodological Recommendations MR 2.6.1.0006-10. Approved by the Head of the Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Chief State Sanitary Doctor of the Russian Federation G.G. Onischenko August 09, 2010 (In Russ.)].

**Рамзаев Валерий Павлович**

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева

**Адрес для переписки:** 197198, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

радионуклида (1460 кэВ). Обычно в итоговом протоколе результатов измерений указывают значения  $^{226}\text{Ra}$  (из семейства  $^{238}\text{U}$ ),  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  [1–9]. Измерения УА ПРН выполняют в аккредитованной лаборатории с использованием метрологически аттестованных гамма-спектрометров. Для градуировки спектрометров применяют референтные объемные меры активности и/или точечные радионуклидные источники ионизирующего излучения [1–8], а также компьютерные программы, позволяющие моделировать системы переноса гамма-излучения [10]. В конечном счете, у исследователя имеются все необходимые основания для того, чтобы утверждать, что измеренные значения УА ПРН в пробах почвы соответствуют истинным значениям содержания ПРН (в пределах установленной неопределенности) в самой почве в месте отбора образцов. Важно и то, что в случае проведения измерений проб в лабораторных условиях можно дополнительно опираться не только на меры активности, поверенные в соответствующих национальных организациях, но и на референтные радиоактивные материалы, предоставляемые МАГАТЭ для проведения сличительных испытаний в лабораториях [5, 11].

В том случае, если лаборатория располагает переносным (портативным) гамма-спектрометром, измерения УА ПРН в почве можно провести непосредственно на месте (*in situ*), не прибегая к отбору проб [1, 2, 4, 6–8, 12, 13]. Это обстоятельство снижает трудоемкость всего процесса получения данных о содержании ПРН в почве. Еще одним преимуществом метода *in situ* является скорость, с которой можно получить искомый результат: как правило, не более часа с учетом всех этапов подготовки к измерениям и их проведения [2, 7, 8, 12]. За сравнительно короткий промежуток времени можно охватить обследованием значительное количество участков. Однако метод полевой гамма-спектрометрии не столь же строго регламентирован и метрологически прослеживаем как лабораторный метод определения УА ПРН в почве. Разные лаборатории и организации применяют разные подходы к градуировке полевых спектрометров: эмпирические с использованием больших объемных мер активности ПРН, полумпирические с использованием точечных радионуклидных ИИИ и моделирования, а также теоретические с использованием сложных компьютерных вычислений методом Монте-Карло [4, 7, 13–15]. В сличительных межлабораторных измерениях показано, что расхождения между лабораториями в оценках УА ПРН *in situ* могут достигать 20 % [7].

В отсутствие общепринятой методологии градуировки полевых гамма-спектрометров, в качестве референтной величины предложено использовать полученные в лаборатории значения УА ПРН в пробах почвы, отобранных на том же представительном участке (участках), где проводились измерения *in situ* [4, 7, 13]. Такой подход позволяет обеспечить разумную сходимость между результатами, получаемыми лабораторией с помощью двух разных гамма-спектрометрических методов и вводить поправки (если необходимо) для результатов, полученных *in situ* [7]. Этот же подход применим к определению содержания техногенного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в почве *in situ* [7].

В парке измерительных приборов, которыми располагает ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева, имеется портативный гамма-спектрометр-дозиметр МКС-АТ6101Д фирмы АТОМТЕХ (Беларусь) [16]. Данный прибор достаточно широко используется для проведения полевых измерений различными исследовательскими группами как у нас в стране,

так и за рубежом [12, 17–22]. Среди опций, заявленных производителем спектрометра, присутствует определение содержания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  в почве *in situ*. Градуировка спектрометра для проведения измерений выполнена производителем. Ранее на лабораторной базе ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева было выполнено сличение результатов измерений содержания  $^{137}\text{Cs}$  в почве, полученных с помощью МКС-АТ6101Д *in situ*, и стационарного гамма-спектрометра *ex situ* [23]. Это исследование выявило значимые ограничения в применении предлагаемого разработчиком прибора МКС-АТ6101Д метода определения плотности загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  *in situ*. Авторами работы [23] предложен метод коррекции приборных результатов измерений, который был успешно апробирован на загрязненных территориях Брянской области. В отношении УА ПРН такая проверка соответствия результатов полевых измерений результатам лабораторных измерений ранее не проводилась.

**Цель исследования** – сравнение полевого и лабораторного методов измерения УА  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  в почве при наличии поверхностного радиоактивного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ .

### Задачи исследования

1. С помощью метода полевой гамма-спектрометрии определить УА ПРН в почве на культивируемых земляных участках, расположенных в зоне радиоактивного загрязнения.
2. С помощью метода лабораторной гамма-спектрометрии определить УА ПРН в пробах почвы, отобранных на тех же участках.
3. Сравнить результаты, полученные с помощью этих методов.
4. По результатам измерений УА ПРН в почве *in situ* вычислить значения мощности поглощенной дозы в воздухе и сравнить с таковыми, вычисленными по результатам измерения УА ПРН в почве *ex situ*.

### Материалы и методы

Полевые измерения и отбор проб почвы были проведены летом 2020 г. на 10 огородных участках, расположенных в 6 населенных пунктах юго-западных районов Брянской области: Злынка, Денисковичи, Карпиловка, Кургановка, Колуды и Красная Гора. Детальное описание мест обследования приведено в работе [24]. Официально установленные значения средней плотности загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  в данных населенных пунктах находилось в диапазоне от 102 до 470 кБк/м<sup>2</sup> [24]. Все участки подвергались регулярной культивации. В связи с этим можно было ожидать достаточно равномерного распределения ПРН в профиле почвы [1, 5].

На огородном участке выбирали ровную площадку размерами 10×10 м. Спектрометр, состоящий из сцинтилляционного детектора (кристалл NaI(Tl) диаметром 63 мм и высотой 63 мм) и блока управления, размещали в центре площадки на алюминиевом треножнике. Детектор вывешивали вертикально кристаллом вниз. Расстояние между центром кристалла и поверхностью почвы составляло 1 м. Продолжительность измерения полевого спектра варьировалась от 1207 до 1801 с. Набранный спектр записывали в память прибора. Все полевые измерения проводили в сухую погоду, что позволило исключить влияние излучения короткоживущих дочерних продуктов распада радона, выпадающих из атмосферы с дождем на поверхность земли, на форму поле-

вых гамма-спектров и, в конечном счете, на результаты измерения  $^{226}\text{Ra}$  [5, 12, 25].

Для обработки полевого спектра и вычисления УА ПРН в почве использовали компьютерную программу ATAS Lite (АТОМТЕХ). Это программное обеспечение позволяет автоматически вычислять активность радионуклидов матричным методом. Ранее эти же спектры были использованы для определения плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  почвы на огородных участках [24].

Пробы почвы отбирали в центре и в углах площадки с помощью разборного стального пробоотборника длиной 20 см и внутренним диаметром 5 см. Отобранные керны делили на горизонтальные слои, соответствующие глубине 0–5 см, 5–10 см, 10–15 см и 15–20 см. Пробы, полученные с одной и той же глубины, объединяли и упаковывали в полиэтиленовые пакеты. Объединенные пробы взвешивали сразу после пробоотбора для определения их сырого (нативного) веса. В лаборатории образцы высушивали до достижения постоянного (сухого) веса. Содержание влаги в верхнем двадцатисантиметровом слое почвы варьировалось от 10 до 28 % и в среднем составило 15 %. Почвенный материал в каждой пробе тщательно перемешивали и помещали в пластиковый контейнер объемом 330 см<sup>3</sup>. Контейнер плотно закрывали крышкой и стык герметизировали липкой лентой из поливинилхлорида.

Измерение активности ПРН в пробах проводили с помощью полупроводникового гамма-спектрометра с детектором из особо чистого германия фирмы ORTEC (США). Относительная эффективность HPGe-детектора составила 45 %; энергетическое разрешение для линии 1332 кэВ от  $^{60}\text{Co}$  было равно 2,15 кэВ. Во время проведения измерений спектрометр со счетным образцом размещали внутри стальной защитной камеры, используемой для измерений активности радионуклидов в теле человека. Толщина стенок камеры составляла 16 см. Для градуировки спектрометра использовали объемные меры активности специального назначения (ОМАЧН), содержавшие  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{152}\text{Eu}$  [1, 5].

В лабораторных измерениях активности  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  в счетных образцах проб почвы определяли по активности их дочерних радионуклидов: для  $^{226}\text{Ra}$  по линии 1120 кэВ от  $^{214}\text{Bi}$ ; для  $^{232}\text{Th}$  по линии 911 кэВ от  $^{228}\text{Ac}$ . Для определения активности  $^{40}\text{K}$  использовали его собственную линию 1460 кэВ.

Для контроля качества измерений активности  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$  использовали сертифицированный референтный материал МАГАТЭ (донные отложения из Ирландского моря, IAEA-385) [26]. Среднее расхождение между референтными и измеренными значениями  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$  составило 4 %. Ранее этот образец IAEA-385 был применен для проведения сличительных измерений в международном проекте [5]. Среднее расхождение между референтными значениями  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$  и значениями, определенными ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева, составило 5 %.

Результаты измерений ПРН для каждого слоя почвы были получены в единицах удельной активности (УА, Бк/кг сырого веса). Окончательно активность радионуклида во всем слое почвы 0–20 см представлена в виде средневзвешенной [5] удельной активности (УА<sub>в</sub>, Бк/кг сырого веса), которая учитывает измеренную активность и сырую (нативную) массу каждой пробы. Взвешенный коэффициент вариации (КВ<sub>в</sub>, %) был рассчитан как индекс неравномерности распре-

ления радионуклидов между четырьмя горизонтальными слоями почвы. Представление результатов измерений проб почвы в терминах УА на влажный (нативный) вес позволяет напрямую сопоставлять данные, полученные *ex situ*, с данными полученными *in situ*, а также корректно вычислить значение МД в воздухе.

Для вычисления мощности поглощенной дозы в воздухе от ПРН в почве (МПД, нГр/ч) использовали значения коэффициента перехода от УА ПРН в почве к МПД, которые приведены в отчете НКДАР ООН за 2024 г. [27]: 0,46, 0,60 и 0,041 (нГр/ч)/(Бк/кг) для  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$  соответственно.

Для статистической обработки полученных результатов были применены параметрические и непараметрические методы. Различия между группами проверяли с помощью критерия Вилкоксона (для связанных выборок). Для определения степени корреляции между наборами данных в группах был рассчитан коэффициент ранговой корреляции Спирмена. Статистически значимыми считались различия и корреляции между группами при  $p < 0,05$ . Статистическая обработка данных проводилась с использованием MS EXCEL для Windows и онлайн-платформ со свободным доступом (<https://www.socscistatistics.com> и <https://www.gigacalculator.com>).

## Результаты и обсуждение

Значения УА (сырой вес) в пробах ( $n = 40$ ) варьировались от 8,2 до 21,9 Бк/кг для  $^{232}\text{Th}$ , от 7,8 до 20,6 Бк/кг для  $^{226}\text{Ra}$  и от 126 до 432 Бк/кг для  $^{40}\text{K}$ . Статистическая неопределенность (2 сигма) оценки скорости счета в выбранных пиках полного поглощения в среднем составила 9, 11 и 7 % для  $^{232}\text{Th}$  (линия 911 кэВ),  $^{226}\text{Ra}$  (линия 1120 кэВ) и  $^{40}\text{K}$  (линия 1460 кэВ), соответственно. Сравнительно небольшими были значения КВ<sub>в</sub> вертикального распределения УА ПРН в почве: 8, 15 и 6 % для  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$  соответственно. Сводная статистика вычисления средневзвешенной удельной активности ПРН в верхнем двадцатисантиметровом слое почвы (УА<sub>в</sub>) представлена в таблице 1. Графически разброс значений УА<sub>в</sub> дан на рисунке. Максимальные различия между отдельными участками по показателю УА<sub>в</sub> были двухкратными для  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и почти трехкратными для  $^{40}\text{K}$ .

Значения УА в почве ( $n = 10$ ) по данным полевой гамма-спектрометрии варьировались от 8,7 до 21,2 Бк/кг для  $^{232}\text{Th}$ , от 6,4 до 18,9 Бк/кг для  $^{226}\text{Ra}$  и от 152 до 425 Бк/кг для  $^{40}\text{K}$ . Статистическая неопределенность (2 сигма) измерения УА в среднем составила 6, 23 и 13 % для  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$  соответственно.

Результаты, полученные с использованием полевой гамма-спектрометрии, хорошо согласуются с результатами лабораторных исследований (табл. 1, рис.). Коэффициент корреляции Спирмена был равен 0,87, 0,77, 0,89 для  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$  соответственно. Максимальное расхождение между результатами, полученными *ex situ* и *in situ*, составило 32 %, а в среднем разница варьировала от 2 до 8 % (табл. 2). Наибольшие различия были обнаружены в отношении  $^{226}\text{Ra}$ . В значительной мере это связано с неопределенностью измерений, которая для этого радионуклида, по сравнению с  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ , была самой высокой как в полевых, так и в лабораторных измерениях. Статистически значимых различий между двумя методами определения УА ПРН в почве не было выявлено (критерий Вилкоксона,  $p > 0,05$ ).

Таблица 1. Удельная активность (УА) ПРН в почве 10 обследованных огородных участков по данным лабораторных измерений (*ex situ*) и полевых измерений (*in situ*), и вычисленные значения суммарной мощности поглощенной дозы в воздухе (МПД) от всех ПРН в почве

[Table 1. Activity concentration (AC) of the natural radionuclides in soil of 10 surveyed kitchen garden plots based on laboratory measurements (*ex situ*) and field measurements (*in situ*), and calculated values of the total absorbed dose rate in the air (ADR) from the natural radionuclides in soil]

| Параметр [Parameter] | УА (Бк/кг) [AC, Bq/kg] |                |                   |                |                  |                | МПД (нГр/ч) [ADR, nGy/h] |                |
|----------------------|------------------------|----------------|-------------------|----------------|------------------|----------------|--------------------------|----------------|
|                      | $^{232}\text{Th}$      |                | $^{226}\text{Ra}$ |                | $^{40}\text{K}$  |                |                          |                |
|                      | <i>ex situ</i> *       | <i>in situ</i> | <i>ex situ</i> *  | <i>in situ</i> | <i>ex situ</i> * | <i>in situ</i> | <i>ex situ</i> *         | <i>in situ</i> |
| Минимум [Minimum]    | 8,6                    | 8,7            | 9,4               | 6,4            | 144              | 152            | 16,9                     | 16,4           |
| Максимум [Maximum]   | 19,6                   | 21,2           | 18,9              | 18,9           | 409              | 425            | 35,9                     | 38,4           |
| Медиана [Median]     | 16,7                   | 17,2           | 15,2              | 14,2           | 348              | 343            | 31,7                     | 30,9           |
| Средняя [Mean]       | 15,1                   | 15,8           | 14,3              | 13,3           | 305              | 309            | 28,1                     | 28,2           |
| С.о. [SD]            | 4,6                    | 5,1            | 3,4               | 4,2            | 105              | 108            | 8,3                      | 8,8            |

С.о. – стандартное отклонение [SD – standard deviation].

\* – средневзвешенная удельная активность и МПД приведены на сырой (нативный) вес проб [the weighted average activity concentration and ADR are given for the wet (native) weight of the samples].

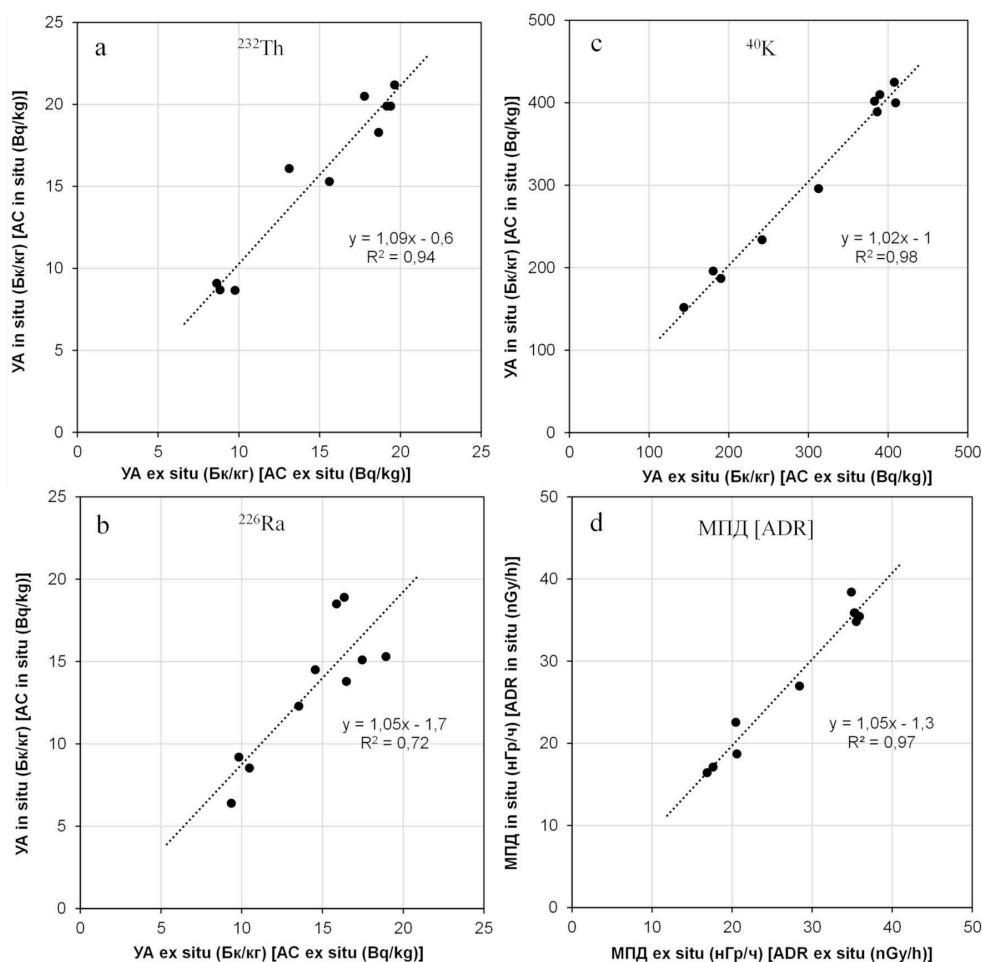


Рис. Соотношение удельной активности (УА) природных радионуклидов  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$  в почве (панели а, б, с) и мощности поглощенной дозы (МПД) в воздухе (панель d) для 10 огородных участков по данным полевых измерений (*in situ*) и лабораторных измерений (*ex situ*). Результаты лабораторных измерений УА и вычислений МПД *ex situ* приведены на сырой вес проб

[Fig. The relationship between the activity concentration (AC) of the natural radionuclides  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$  in soil (panels a, b, c), and the absorbed dose rate (ADR) in air (panel d) for 10 kitchen garden plots based on field measurements (*in situ*) and laboratory measurements (*ex situ*). Results of laboratory measurements of the AC and calculations of the ADR *ex situ* are provided for the wet weight of the samples]

Таблица 2. Отношение значений удельной активности (УА) ПРН в почве и мощности поглощенной дозы (МПД) в воздухе, определенных *in situ*, к таковым, определенным *ex situ* для 10 огородных участков  
[Table 2. Ratio of the activity concentration (AC) of natural radionuclides in soil and the absorbed dose rate (ADR) in air determined *in situ* to those determined *ex situ* for 10 kitchen garden plots]

| Параметр [Parameter] | Отношение УА <i>in situ/ex situ</i> [in <i>situ/ex situ</i> AC ratio]* |                   |                 | Отношение МПД <i>in situ/ex situ</i> [in <i>situ/ex situ</i> ADR ratio]* |
|----------------------|------------------------------------------------------------------------|-------------------|-----------------|--------------------------------------------------------------------------|
|                      | <sup>232</sup> Th                                                      | <sup>226</sup> Ra | <sup>40</sup> K |                                                                          |
| Минимум [Minimum]    | 0,89                                                                   | 0,68              | 0,95            | 0,91                                                                     |
| Максимум [Maximum]   | 1,23                                                                   | 1,17              | 1,09            | 1,10                                                                     |
| Медиана [Median]     | 1,03                                                                   | 0,89              | 1,02            | 0,98                                                                     |
| Средняя [Mean]       | 1,04                                                                   | 0,92              | 1,02            | 1,00                                                                     |
| С.о. [SD]            | 0,10                                                                   | 0,15              | 0,05            | 0,06                                                                     |

С.о. – стандартное отклонение [SD – standard deviation].

\* – в расчетах использовали значения средневзвешенной УА и МПД, приведенные на сырой (нативный) вес проб [the weighted average AC and ADR for the wet (native) weight of the samples were used in the calculations].

Значения МПД, вычисленные по результатам определения УА ПРН в почве *ex situ* и *in situ* (табл. 1, рис.), положительно и сильно коррелировали между собой: коэффициент корреляции Спирмена был равен 0,77. Максимальное расхождение между результатами, полученными *ex situ* и *in situ*, составило 10 %; различий между средними не наблюдалось (табл. 2). Применение критерия Вилкоксона также не выявило разницы между двумя методами оценки МПД ( $p > 0,05$ ). Следует дополнительно отметить, что для вычисления МПД, проведенных на основании лабораторных измерений, мы использовали данные об УА<sub>в</sub> ПРН во влажных (нативных) пробах почвы. В случае использования значений УА<sub>в</sub> для сухих проб значения МПД оказались бы завышенными пропорционально вкладу воды в общий бюджет массы нативной почвы [5] – для наших проб в среднем на 15 %.

Для оценки мощности эффективной дозы внешнего облучения взрослого человека (Е, нЗв/ч) по результатам измерения или вычисления МПД (нГр/ч) от ПРН может быть использован устоявшийся коэффициент перехода (КП), равный 0,7 Зв/Гр и подтвержденный в Докладе НКДАР ООН за 2024 г. [27]. Для детей и младенцев этот коэффициент равен 0,8 и 0,9 Зв/Гр, соответственно [27]. Отметим, что результатами использования современных моделей и методов вычисления [28, 29] позволяют применить индивидуальные значения КП для <sup>40</sup>K, <sup>238</sup>U, <sup>232</sup>Th и вычислить более точно суммарное значение Е.

## Заключение

Выполненное сличительное исследование показало, что результаты, полученные с использованием полевой гамма-спектрометрии в условиях загрязнения территории техногенным радионуклидом <sup>137</sup>Cs, хорошо согласуются с результатами лабораторных измерений. Корректировки значений УА ПРН, получаемых с применением градуировки, которая была выполнена фирмой-изготовителем портативного гамма-спектрометра-дозиметра МКС-АТ6101Д, не требуется. При проведении сличения двух методов определения УА ПРН в почве выполнялись следующие условия: 1) одновременное проведение полевых измерений и отбора проб почвы в сухую погоду и 2) использование значений УА, полученных для нативных (влажных) проб. Значения МПД, вычисленные по результатам определения УА ПРН в почве *ex situ* и *in situ*, статистически значимо не отличались друг от друга.

В настоящее время опробованная полевая методика измерения УА ПРН в почве может быть использована только при проведении научных исследований. Для внедрения в повсе-

дневную лабораторную практику данную методику необходимо и предполагается метрологически аттестовать в установленном порядке и внести в Федеральный информационный фонд по обеспечению единства измерений.

## Сведения о личном вкладе авторов в работу над статьей

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

Сапрыкин К.А. – измерения, редактирование рукописи.

Барковский А.Н. – концептуализация, редактирование рукописи.

Братилова А.А. – измерения, редактирование рукописи.

## Благодарности

Авторы искренне признательны двум анонимным рецензентам за тщательное рецензирование рукописи и конструктивные замечания, позволившие улучшить качество статьи.

## Информация о конфликте интересов

У авторов нет конфликтов интересов, которые следует раскрывать.

## Сведения об источнике финансирования

Исследование не имело спонсорской поддержки.

## Литература

1. Ramzaev V., Yonehara H., Hille R. et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003 // Journal of Environmental Radioactivity. 2006. Vol. 85. P. 205–227.
2. Baeza A., Corbacho J.A., Guillin J. Accuracy associated with the activity determination by *in situ* gamma spectrometry of naturally occurring radionuclides in soils // Journal of Environmental Radioactivity. 2016. Vol. 162–163. P. 219–224. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2016.05.024.
3. Bangotra P., Mehra R., Kaur K., Jakhu R. Study of natural radioactivity (<sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th and <sup>40</sup>K) in soil samples for the assessment of average effective dose and radiation hazards // Radiation Protection Dosimetry. 2016. Vol. 171, No. 2. P. 277–281. DOI: 10.1093/rpd/ncw074.
4. Hassan N.M., Kim Y.J., Jang J. et al. Comparative study of precise measurements of natural radionuclides and radiation dose using *in-situ* and laboratory  $\gamma$ -ray spectroscopy techniques // Scientific Reports. 2018. Vol. 8. P. 14115. DOI: 10.1038/s41598-018-32220-9.

5. Bernhardsson C., Ramzaev V., Dvornik A. et al. Activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  and natural radionuclides in soil around the Belarusian nuclear power plant in pre-commissioning period // *Radiation Protection Dosimetry*. 2026. P. 1–15. DOI: 10.1093/rpd/ncag063.
6. Benke R.R., Kearfott K.J. Comparison of in situ and laboratory gamma spectroscopy of natural radionuclides in desert soil // *Health Physics*. 1997. Vol. 73, No. 2. P. 350–361.
7. Miller K.M., Shebell P., Monetti M.A. et al. An intercomparison of *in situ* gamma-ray spectrometers // *Radioactivity and Radiochemistry*. 1998. Vol. 9, No. 4. P. 27–40.
8. Al-Masri M.S., Doubal A.W. Validation of *in situ* and laboratory gamma spectrometry measurements for determination of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in soil // *Applied Radiation and Isotopes*. 2013. Vol. 75. P. 50–57. DOI: 10.1016/j.apradiso.2013.01.009.
9. Библин А.М., Варфоломеева К.В., Седнев К.А. и др. Современное радиационно-гигиеническое состояние территорий проведения мирных ядерных взрывов «Глобус-4» и «Горизонт-1» в Республике Коми // *Радиационная гигиена*. 2024. Т. 17, № 1. С. 121–130. DOI: 10.21514/1998-426X-2024-17-1-121-130.
10. Арефьева Д.В., Фирсанов В.Б., Куруч Д.Д. и др. Градуировка сцинтилляционного спектрометра гамма-излучений с применением метода математического моделирования // *Радиационная гигиена*. 2020. Т. 13, № 4. С. 93–100. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-4-93-100.
11. IAEA. Reference products for environment and trade. URL: <https://analytical-reference-materials.iaea.org/radionuclides>. (Дата обращения: 10.02.2026).
12. Ramzaev V., Bernhardsson C., Vodovatov A. et al. Ambient dose equivalent rates of gamma radiation from natural radionuclides and  $^{137}\text{Cs}$  at grasslands and forests in the area of the Belarusian NPP in the pre-commissioning period (2019) // *Radiation Protection Dosimetry*. 2024. Vol. 200, No. 5. P. 496–503. DOI: 10.1093/rpd/ncae016.
13. Yücel H., Özgür M., Dikmen H. Characterization and calibration of a portable HPGe detector for *in situ* gamma-ray spectrometry using large-sized calibration pads // *Radiation Protection Dosimetry*. 2026. P. 1–17. DOI: 10.1093/rpd/ncag049.
14. IAEA. Guidelines for radioelement mapping using gamma-ray spectrometry data. IAEA-TECDOC-1363. International Atomic Energy Agency, 2003.
15. IAEA. Radioelement mapping. IAEA Nuclear Energy Series No. NF-T-1.3. International Atomic Energy Agency, 2010.
16. Научно-производственное унитарное предприятие «АТОМТЕХ» ОАО «МНИПИ». Приборы и технологии для ядерных измерений и радиационного контроля. URL: [https://atomtex.com/sites/default/files/catalogue\\_ru.pdf](https://atomtex.com/sites/default/files/catalogue_ru.pdf). (Дата обращения: 16.02.2026).
17. Жуковский А.И., Кутень С.А., Хрущинский А.А. и др. Оценка области влияния загрязненного участка почвы при решении задач радиационного мониторинга методом «in situ» // *Приборы и методы измерений*. 2014. № 1. С. 119–125.
18. Кормановская Т.А., Кононенко Д.В., Венков В.А. и др. Опыт реабилитации объектов, загрязненных радионуклидами, на примере участка территории завода «Мосрентген» // *Радиационная гигиена*. 2018. Т. 11, № 3. С. 107–114. DOI: 10.21514/1998-426X-2018-11-3-107-114.
19. Екидин А.А., Васильев А.В., Васянович М.Е. и др. Полевые методы исследования радиационной обстановки в районе размещения Белорусской АЭС в предэксплуатационный период // *АНПИ*. 2020. № 2. С. 31–44.
20. Yarmoshenko I., Vasilyev A., Ekinin A. et al. Non-destructive measurements of natural radionuclides in building materials for radon entry rate assessment // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2021. Vol. 328, No. 2. P. 727–737. DOI: 10.1007/s10967-021-07690-3.
21. Собакин П.И., Чевычелов А.П., Горохов А.Н. Радиогеохимия почв и песков территории монацитовых россыпей в Южной Якутии // *Почвоведение*. 2021. № 12. С. 1549–1563. DOI: 10.31857/S0032180X2112011X.
22. Rääf C., Jönsson M., Bernhardsson C. Revisiting external dose rate and ground deposition of Chernobyl fallout in the Gävle region in Sweden: comparison between estimates from soil sampling vs in situ measurements using a field portable NaI(Tl) gamma spectrometer // *Radiation Protection Dosimetry*. 2021. Vol. 201, No. 13–14. P. 941–947. DOI: 10.1093/rpd/ncaf040.
23. Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Опыт применения портативного гамма-спектрометра МКС АТ6101Д для измерения *in situ* плотности загрязнения почвы цезием-137 в Брянской области России // *Радиационная гигиена*. 2024. Т. 17, № 1. С. 86–96. DOI: 10.21514/1998-426X-2024-17-1-86-96.
24. Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Братилова А.А. Валидация метода определения плотности загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  на огородах с использованием портативного спектрометра-дозиметра МКС АТ6101Д *in situ* // *Радиационная гигиена*. 2021. Т. 14, № 2. С. 56–65. DOI: 10.21514/1998-426X-2021-14-2-56-65.
25. Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Сезонные колебания мощности амбиентного эквивалента дозы на улицах Санкт-Петербурга // *Радиационная гигиена*. 2026. Т. 19, № 1. С. 140–146. DOI: 10.21514/1998-426X-2026-19-1-140-146.
26. IAEA. Certified reference material IAEA-385. URL: [https://nucleus.iaea.org/sites/AnalyticalReferenceMaterials/Shared%20Documents/ReferenceMaterials/Radionuclides/IAEA-385/RS\\_IAEA-385\\_V5.3.pdf](https://nucleus.iaea.org/sites/AnalyticalReferenceMaterials/Shared%20Documents/ReferenceMaterials/Radionuclides/IAEA-385/RS_IAEA-385_V5.3.pdf). (Дата обращения: 10.02.2026).
27. UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2024 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II. Scientific Annex B: Evaluation of public exposure to ionizing radiation. New York: United Nations, 2025. 270 p.
28. ICRP. Dose coefficients for external exposures to environmental sources. ICRP Publication 144 // *Annals of the ICRP*. 2020. Vol. 49, No 2.
29. Ulanowski A., Sato T., Petoussi-Henss N., Balonov M. Relationships between protection and operational dosimetric quantities for external exposure to natural background radiation // *Radiation and Environmental Biophysics*. 2025. Vol. 64. P. 105–115. DOI: 10.1007/s00411-025-01109-3.

Поступила: 13.07.2026

**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:** 197198, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru; ORCID: 0000-0002-9502-1751; РИНЦ Author ID: 652778

**Сапрыкин Кирилл Александрович** – старший научный сотрудник, заведующий лабораторией дозиметрии природных источников 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; ORCID: 0000-0003-2387-7051; РИНЦ Author ID: 1005279

**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; ORCID: 0009-0007-6179-1394; РИНЦ Author ID: 649421

**Братилова Анжелика Анатольевна** – старший научный сотрудник, заведующая лабораторией внутреннего 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, Санкт-Петербург, Россия; ORCID: 0000-0002-6489-3974; РИНЦ Author ID: 183297

**Для цитирования:** Рамзаев В.П., Сапрыкин К.А., Барковский А.Н., Братилова А.А. Сравнение полевого и лабораторного методов измерений удельной активности природных радионуклидов в почве // Радиационная гигиена. 2026. Т. 19, № 3. С. 117–125. DOI: 10.21514/1998-426X-2026-19-3-117-125

## Comparison of field and laboratory methods to measure activity concentration of natural radionuclides in soil

Valery P. Ramzaev, Kirill A. Saprykin, Anatoly N. Barkovsky, Anzhelika A. Bratilova

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

*Field gamma spectrometry is a common method for determining activity concentration of natural radionuclides in soil in situ. However, the method requires comparison with laboratory methods. Aim of the study: Comparison of field and laboratory methods for measuring activity concentration of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{40}\text{K}$  in soil in the presence of surface radioactive contamination with  $^{137}\text{Cs}$ . Materials and Methods: Field measurements and soil sampling were carried out simultaneously at 10 kitchen garden plots located in six settlements of radioactively contaminated ( $^{137}\text{Cs}$ ) zone of the Bryansk region of Russia. In situ measurements were performed using the MKS-AT6101D scintillation gamma spectrometer-dosimeter from ATOMTEX (Belarus). For the laboratory measurements, a semiconductor gamma spectrometer from ORTEC (USA) was used. Results and Discussion: No statistically significant differences were found between the two methods for determining activity concentration of the natural radionuclides in soil (Wilcoxon test,  $P > 0.05$ ). The Spearman's correlation coefficient was 0.87, 0.77, and 0.89 for  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ , and  $^{40}\text{K}$ , respectively. The maximum discrepancy between the laboratory and in situ results was 32 %; on average, the difference ranged from 2 to 8 %. The largest differences were found for  $^{226}\text{Ra}$ . This is mainly due to the measurement uncertainty, which was highest for this radionuclide, compared to  $^{232}\text{Th}$  and  $^{40}\text{K}$ , in both field and laboratory measurements. Conclusion: The comparison study showed that the results obtained using field gamma spectrometry under conditions of contamination of the territory with the technogenic radionuclide  $^{137}\text{Cs}$  were in good agreement with the results of laboratory measurements. There is no need to adjust the activity concentration values obtained using calibration, which was performed by the manufacturer of the portable gamma spectrometer-dosimeter MKS-AT6101D.*

**Key words:** soil, natural radionuclides,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ , activity concentration, in situ, comparison.

### Authors' personal contribution

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

Saprykin K.A. – measurements, editing the manuscript.

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

Bratilova A.A. – measurements, editing the manuscript.

### Conflict of interests

The authors have no conflicts of interest to declare.

### Sources of funding

The study had no sponsorship.

### Acknowledgments

The authors are sincerely grateful to two anonymous reviewers for careful review of the manuscript and the constructive comments that improved the quality of the article.

### References

1. Ramzaev V, Yonehara H, Hille R, Barkovsky A, Mishine A, Sahoo SK, et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;85: 205–227.

**Valery P. Ramzaev**

Saint Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

**Address for correspondence:** 8, Mira Str., Saint Petersburg, 197198, Russia; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

2. Baeza A, Corbacho JA, Guillin J. Accuracy associated with the activity determination by *in situ* gamma spectrometry of naturally occurring radionuclides in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016;162–163: 219–224. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2016.05.024.
3. Bangotra P, Mehra R, Kaur K, Jakhu R. Study of natural radioactivity ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{40}\text{K}$ ) in soil samples for the assessment of average effective dose and radiation hazards. *Radiation Protection Dosimetry*. 2016;171(2): 277–281. DOI: 10.1093/rpd/ncw074.
4. Hassan NM, Kim YJ, Jang J, Chang BU, Chae JS. Comparative study of precise measurements of natural radionuclides and radiation dose using *in-situ* and laboratory  $\gamma$ -ray spectroscopy techniques. *Scientific Reports*. 2018;8: 14115. DOI:10.1038/s41598-018-32220-9.
5. Bernhardsson C, Ramzaev V, Dvornik A, Jönsson M, Pédehontaa-Hiaa G, Vodovatov A, et al. Activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  and natural radionuclides in soil around the Belarusian nuclear power plant in pre-commissioning period. *Radiation Protection Dosimetry*. 2026;1–15. DOI: 10.1093/rpd/ncag063.
6. Benke RR, Kearfott KJ. Comparison of *in situ* and laboratory gamma spectroscopy of natural radionuclides in desert soil. *Health Physics*. 1997;73(2): 350–361.
7. Miller KM, Shebell P, Monetti MA, Klemic GA, Venkataraman R, Fisher E. et al. An intercomparison of *in situ* gamma-ray spectrometers. *Radioactivity and Radiochemistry*. 1998;9(4): 27–40.
8. Al-Masri MS, Doubal AW. Validation of *in situ* and laboratory gamma spectrometry measurements for determination of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in soil. *Applied Radiation and Isotopes*. 2013;75: 50–57. DOI: 10.1016/j.apradiso.2013.01.009.
9. Biblin AM, Varfolomeeva KV, Sednev KA, Ivanov SA, Repin VS, Georgieva AG. Modern radiation-hygienic state of the territories of the Globus-4 and Gorizont-1 peaceful nuclear explosions in the Komi Republic. *Radiatsionnaya gygiyena = Radiation Hygiene*. 2024;17(1): 121–130. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2024-17-1-121-130.
10. Arefyeva DV, Firsanov VB, Kuruch DD, Bryukhov RE, Tarita VA. Gamma scintillation spectrometer calibration using the method of mathematical modeling. *Radiatsionnaya gygiyena = Radiation Hygiene*. 2020;13(4): 93–100. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-4-93-100.
11. IAEA. Reference products for environment and trade. Available on: <https://analytical-reference-materials.iaea.org/radionuclides> (Accessed 10.02.2026).
12. Ramzaev V, Bernhardsson C, Vodovatov A, Chipiga L, Nekrasov V, Dvornik A. Ambient dose equivalent rates of gamma radiation from natural radionuclides and  $^{137}\text{Cs}$  at grasslands and forests in the area of the Belarusian NPP in the pre-commissioning period (2019). *Radiation Protection Dosimetry*. 2024;200(5): 496–503. DOI: 10.1093/rpd/ncag016.
13. Yücel H, Özgür M, Dikmen H. Characterization and calibration of a portable HPGe detector for *in situ* gamma-ray spectrometry using large-sized calibration pads. *Radiation Protection Dosimetry*. 2026; 1–17. DOI: 10.1093/rpd/ncag049.
14. IAEA. Guidelines for radioelement mapping using gamma-ray spectrometry data. IAEA-TECDOC-1363. International Atomic Energy Agency; 2003.
15. IAEA. Radioelement mapping. IAEA Nuclear Energy Series No. NF-T-1.3. International Atomic Energy Agency; 2010.
16. Scientific and Production Enterprise «ATOMTEX». Instruments and technologies for nuclear measurements and radiation monitoring. Available on: [https://atomtex.com/site/s/default/files/catalogue\\_en.pdf](https://atomtex.com/site/s/default/files/catalogue_en.pdf). (Accessed: 02.07.2026).
17. Zhukousky A, Kutsen S, Khrutchinsky A, Tolkachev A, Guзов V, Kozhemiakin V, et al. Impact range estimation of polluted soil area for radiation monitoring by «*in situ*» method. *Pribory i metody izmereniy = Devices and Methods of Measurements*. 2014;(1): 119–125. (In Russian).
18. Kormanovskaya TA, Kononenko DV, Venkov VA, Ivanov SA, Berezhnoy VV. Experience of remediation of sites contaminated with radionuclides on the example of the territory of the Mosrentgen plant. *Radiatsionnaya gygiyena = Radiation Hygiene*. 2018;11(3): 107–114. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2018-11-3-107-114.
19. Ekidin A, Vasiliev A, Vasyanovich M, Nazarov E, Pyshkina M, Nichiporchuk A, et al. Field methods for studying the radiation situation in the area of the Belarusian NPP in the pre-operational period. *ANRI = ANRI*. 2020;(2): 31–44. (In Russian).
20. Yarmoshenko I, Vasilyev A, Ekidin A, Pyshkina M, Malinovsky G, Onishchenko A, et al. Non-destructive measurements of natural radionuclides in building materials for radon entry rate assessment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2021;328(2): 727–737. DOI: 10.1007/s10967-021-07690-3.
21. Sobakin PI, Chevychelov AP, Gorokhov AN. Radiogeochemistry of soils and sands of the monazite placer in South Yakutia. *Pochvovedenie = Soil Science*. 2021;(12): 1549–1563. (In Russian). DOI: 10.31857/S0032180X2112011X.
22. Rääf C, Jönsson M, Bernhardsson C. Revisiting external dose rate and ground deposition of Chernobyl fallout in the Gävle region in Sweden: comparison between estimates from soil sampling vs *in situ* measurements using a field portable NaI(Tl) gamma spectrometer. *Radiation Protection Dosimetry*. 2025;201(13–14): 941–947. DOI: 10.1093/rpd/ncag040.
23. Ramzaev VP, Barkovsky AN. Experience of using the portable gamma spectrometer MKS AT6101D for *in situ* measurements of the density of  $^{137}\text{Cs}$  soil contamination in the Bryansk region of Russia. *Radiatsionnaya gygiyena = Radiation Hygiene*. 2024;17(1): 86–96. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2024-17-1-86-96.
24. Ramzaev VP, Barkovsky AN, Bratilova AA. Validation of a method for *in situ* determination of  $^{137}\text{Cs}$  soil contamination density in kitchen gardens using the portable spectrometer-dosimeter MKS AT6101D. *Radiatsionnaya gygiyena = Radiation Hygiene*. 2021;14(2): 56–65. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2021-14-2-56-65.
25. Ramzaev V.P., Barkovsky A.N. Seasonal variations of ambient dose equivalent rate on the streets of Saint Petersburg. *Radiatsionnaya gygiyena = Radiation Hygiene*. 2026;19(1): 140–146. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2026-19-1-140-146.
26. IAEA. Certified reference material IAEA-385. Available on: [https://nucleus.iaea.org/sites/AnalyticalReferenceMaterials/Shared%20Documents/ReferenceMaterials/Radionuclides/IAEA-385/RS\\_IAEA-385\\_V5.3.pdf](https://nucleus.iaea.org/sites/AnalyticalReferenceMaterials/Shared%20Documents/ReferenceMaterials/Radionuclides/IAEA-385/RS_IAEA-385_V5.3.pdf). (Accessed: 02 July 2026).
27. UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2024 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II. Scientific Annex B: Evaluation of public exposure to ionizing radiation. New York: United Nations; 2025. 270 p.
28. ICRP. Dose coefficients for external exposures to environmental sources. ICRP Publication 144. *Annals of the ICRP*. 2020;49(2).
29. Ulanowski A, Sato T, Petoussi-Henss N, Balonov M. Relationships between protection and operational dosimetric quantities for external exposure to natural background radiation. *Radiation and Environmental Biophysics*. 2025;64: 105–115. DOI: 10.1007/s00411-025-01109-3.

Received: July 13, 2026

**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 (8, Mira Str., Saint Petersburg, 197198, Russia; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru); ORCID: 0000-0002-9502-1751; RSCI Author ID: 652778

**Kirill A. Saprykin** – Senior Researcher, Head of the Laboratory for Dosimetry of Natural Sources of Radiation, 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; ORCID: 0000-0003-2387-7051; RSCI Author ID: 1005279

**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; ORCID: 0009-0007-6179-1394; RSCI Author ID: 649421

**Anzhelika A. Bratilova** Senior Researcher, Head of the Internal Radiation Laboratory of 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; ORCID: 0000-0002-6489-3974; RSCI Author ID: 183297

**For citation: Ramzaev V.P., Saprykin K.A., Barkovsky A.N., Bratilova A.A. Comparison of field and laboratory methods to measure activity concentration of natural radionuclides in soil. *Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene*. 2026. Vol. 19, No. 3. P. 117–125. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2026-19-3-117-125**