

Activity concentrations of ^{60}Co , ^{137}Cs and ^{241}Am in sieved soil and soil inclusions from the «Taiga» peaceful nuclear explosions site

Valery P. Ramzaev, Viktor S. Repin

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 comparative study of ^{137}Cs , ^{60}Co , and ^{241}Am activity concentrations in components of the soil samples collected in 2009 on the territory adjacent to the «Taiga» peaceful nuclear explosions site (the Perm region, Russia). The objective of the study was to identify differences between: 1) non fractionated native soil, 2) the soil passed through a sieve with a mesh size of 1.2 mm, and 3) the screened out coarse components. Measurements of the radionuclides activities in counting samples were performed using a semiconductor gamma spectrometer. Statistically significantly lower activity concentrations of ^{137}Cs (factor of 1.2), ^{60}Co (factor of 2.2) and ^{241}Am (factor of 2.6) were found in the finely dispersed sieved fraction of soil compared to the native soil. On the opposite, in the solid radioactive inclusions selected from the screened out coarse fraction, the activity concentrations of ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{241}Am were significantly higher compared to those in the native soil. Especially large differences (up to a factor of 10 and more) between the native soil and radioactive inclusions were observed for the refractory and low-volatile ^{60}Co and ^{241}Am . Presumably, these radionuclides were concentrated predominantly in the glassy substance of the radioactive inclusions. For ^{137}Cs , the unevenness in the contamination of different soil components was less pronounced. The results obtained will be used to standardize methods for assessing radioactive contamination of the territory at the sites of peaceful nuclear explosions

Key words: peaceful nuclear explosion, soil, fractionation, sieving, ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{241}Am , activity concentration.

Удельная активность ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{241}Am в просеянной почве и почвенных включениях с места проведения мирных ядерных взрывов «Тайга»

В.П. Рамзаев, В.С. Репин

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 представлены результаты сравнительного анализа содержания ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{241}Am в компонентах проб почвы, отобранной в 2009 году на территории, прилегающей к месту проведения экскавационных мирных ядерных взрывов «Тайга» (Пермский край, Россия). Целью исследования было выявить различия между нативной почвой, просеянной мелкодисперсной фракцией почвы и отсеянными почвенными компонентами по показателю удельной активности радионуклидов. Для фракционирования почвы использовали сито с размером ячеек 1,2 мм. Измерения активности радионуклидов в счетных образцах выполняли с помощью полупроводникового гамма-спектрометра. По сравнению с исходной нативной почвой, просеянная фракция почвы характеризуется статистически значимо меньшими величинами удельной активности ^{137}Cs (в 1,2 раза), ^{60}Co (в 2,2 раза) и ^{241}Am (в 2,6 раза). В твердых радиоактивных включениях, которые содержались в отсеянной крупнодисперсной фракции, значения удельной активности ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{241}Am были существенно выше таковых в нативной почве. Эти различия достигали десятикратных и более значений для тугоплавких и труднолетучих ^{60}Co и ^{241}Am . Предположительно, эти радионуклиды концентрировались преимущественно в стеклообразном веществе радиоактивных включений. Для ^{137}Cs эта неравномерность загрязнения разных компонентов почвы была менее выраженной. Полученные результаты будут использованы для стандартизации методов оценки радиоактивного загрязнения территории в местах проведения мирных ядерных взрывов.

Ключевые слова: мирный ядерный взрыв, почва, фракционирование, просеивание, ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{241}Am , удельная активность.

Valery P. Ramzaev

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

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

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

Introduction

Monitoring of radiation environment (radiation monitoring) in the areas of the nuclear explosions for peaceful purposes (1965–1988) (peaceful nuclear explosions, PNE) is regulated in the Russian Federation by the sanitary rules SanPiN 2.6.1.2819-10¹. In accordance with this document, when assessing the radiation environment at the site of a PNE, it is necessary to determine the average and maximum values of surface soil contamination by technogenic radionuclides in the protected zone. Unfortunately, the SanPiN 2.6.1.2819-10 does not specify methods for the soil sampling and preparation of the samples for radiometric measurements. Special officially adopted methodological recommendations on this issue also do not exist in relation to the venues of PNEs. At the same time, such methods may vary in practice, judging by the publications of different researchers who measured the content of technogenic radionuclides in soil at the sites of PNEs [1–8]. It applies to the spatial distribution of sampling plots, the number of samples, the depth and technology of sampling, and the specifics of sample preparation for measurements in the laboratory. The lack of a generally accepted approach to radiation monitoring of soil at the sites of PNEs makes it difficult to systematize and compare results of the measurements and to make a forecast based on dynamics of the radiation environment.

Preparation of a counting aliquot (sample) is one of the stages of the soil sample treatment, the implementation of which can affect the final assessment of the level of radioactive contamination of the soil. In the simplest version, a native sample is used after mixing as thoroughly as possible [4, 5]. In this case, it is specifically noted that stones, plant roots and foreign inclusions were left in the counting sample for analysis. A certain disadvantage of this method is uneven distribution of different structural components of the soil within the counting sample and, accordingly, an increase in uncertainty of the assessment of the actual activity of a radionuclide. For this reason, some authors use for radiometric measurements a fraction of the dry soil passed through a sieve with a mesh size of 1 mm [1, 2, 8].

In general, passing soil through a sieve (the mesh diameter is from 1 to 3 mm) in order to obtain a counting sample is a very common stage of the sample preparation for the measurements of technogenic radionuclides in the soil in cases of nuclear explosions and accidents [8–15]. The conclusion about levels of the soil contamination by technogenic radionuclides is often based on the results of analysis of the sieved fraction. Indeed, the sieved sample is comparatively homogeneous in the content of these radionuclides (in general, environmental pollutants) in the soil particles smaller than the size of the selected mesh. However, the screened-out or previously separated larger components may also contain some of the pollutant, so it is recommended to analyze them (or part of them) in parallel with the sieved soil fraction to assess the contribution of these components to the total pollutant inventory [16]. To the best of our knowledge, such a recommendation has not previously been considered when conducting research in the areas adjacent to the PNE sites.

During a revision of the archive of soil samples taken at the «Taiga» PNE site (the Perm region, Russia), we found large

Введение

Контроль показателей радиационной обстановки (радиационный контроль) в районах проведения (1965–1988 гг.) ядерных взрывов в мирных целях (мирных ядерных взрывов, МЯВ) регулируется в Российской Федерации санитарными правилами СанПиН 2.6.1.2819-10¹. В соответствии с этим документом, при оценке радиационной обстановки в месте проведения МЯВ требуется определить средние и максимальные значения поверхностного загрязнения почвы техногенными радионуклидами на территории охранной зоны. При этом в СанПиН 2.6.1.2819-10 не оговариваются методы отбора проб почвы и подготовки проб к радиометрическим измерениям. Специальных официально принятых методических рекомендаций по этому вопросу применительно к районам проведения МЯВ также не существует. Между тем, судя по публикациям разных исследователей, проводивших определение содержания техногенных радионуклидов в почве в местах проведения МЯВ, такие методы могут существенно различаться [1–8]. Это касается как пространственного распределения мест отбора и количества проб, глубины и технологии пробоотбора, так и особенностей подготовки проб к измерениям в лаборатории. Отсутствие общепринятого подхода к радиационному контролю в отношении почвы в местах проведения МЯВ делает затруднительным систематизацию и сравнительную оценку полученных результатов измерений, а также составление прогноза по динамике радиационной обстановки.

Одним из этапов пробоподготовки, выполнение которого может повлиять на конечную оценку уровня радиоактивного загрязнения почвы, является изготовление счетного образца. В наиболее простом варианте используется нативная (полученная при отборе) проба после по возможности тщательного перемешивания [4, 5]. При этом специально отмечается, что камни, корни растений и посторонние включения были оставлены в счетном образце для анализа. Определенным недостатком этого метода является неравномерное распределение разных структурных компонентов почвы внутри счетного образца и, соответственно, увеличение неопределенности оценки искомой активности радионуклидов. Поэтому, некоторые авторы для анализа образцов, которые были отобраны на местах проведения МЯВ, использовали для радиометрических измерений фракцию сухой почвы, просеянной через сито с размером ячеек 1 мм [1, 2, 8].

В целом, просеивание высушенной почвы через сито (диаметр ячеек от 1 до 3 мм) с целью получения счетного образца является весьма распространенным этапом пробоподготовки при исследованиях техногенных радионуклидов в почве в случаях ядерных взрывов и аварий [8–15]. Часто, именно по результатам анализа этой просеянной фракции делается заключение об уровнях загрязнения почвы техногенными радионуклидами. Просеянный образец является сравнительно гомогенным в отношении содержания этих радионуклидов (в общем виде – загрязнителей окружающей среды) в частицах почвы, имеющих размеры меньше, чем размер выбранной ячейки. Однако отсеянные или ранее отделенные более крупные компоненты также

¹ SanPiN 2.6.1.2819-10 "Ensuring radiation safety of the population living in the areas of the event (1965 - 1988) nuclear explosions for peaceful purposes" (In Russ.). [СанПиН 2.6.1.2819-10 «Обеспечение радиационной безопасности населения, проживающего в районах проведения (1965 - 1988 гг.) ядерных взрывов в мирных целях».]

glassy (vitreous) inclusions in some samples [17]. Activity concentrations (ACs) of the anthropogenic radionuclides ^{60}Co , ^{94}Nb , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{155}Eu and ^{241}Am were higher in the inclusions than in the native soil. The greatest contribution to the total radioactivity, both in native soil and in inclusions, was made by radiologically important radionuclides ^{60}Co ($T_{1/2} = 5.27$ year), ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30.17$ year) and ^{241}Am ($T_{1/2} = 432$ year). Based on the results of the study [17], the question arose as to how correct the assessment of radioactive contamination obtained by using only the sieved fraction of soil from the territory adjacent to the site of this PNE could be.

The aim of the study was to compare native soil, sieved soil, and screened out coarse inclusions in terms of ACs of ^{60}Co , ^{137}Cs , and ^{241}Am .

Materials and methods

The sampling site (61.30° N, 56.60° E) is located in the north of the Perm region. Three thermonuclear charges (the explosive force is 15 kt of TNT equivalent, each) of the «Taiga» series were detonated in 1971 in this place in order to test nuclear explosive technologies for the construction of a canal between the Kama and Pechora rivers [18]. As a result of these PNEs, carried out with the planned ejection of soil, a crater was formed. The crater has been naturally filled with water. Now, it is an artificial lake of 10–15 m deep, 700 m long and 350 m wide (see Fig. 1 in [17]).

In 2009, an expedition team, including researchers from the St. Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev (RIRH), collected soil samples at six locations at the «Taiga» PNE site. Counting samples were made from the native (unfractionated) soil. Results of measurements of the activity of gamma-emitting technogenic radionuclides in these samples are provided in [5]. The samples were dried and sent for storage to the sample archive of the RIRH. For the purpose of this study, we selected 10 samples of native soil from the archive. These had been taken in layers on a mound of soil in the most contaminated southeastern part of the lake shore (the plot No. 2 in [5, 17]).

The archival samples were weighed prior to further processing. It was considered that glassy inclusions with a total mass of 8.4 g had already been extracted from some samples [17]. A sieve with mesh sizes of 1.2 mm was used to fractionate the soil. Aliquots of the obtained finely dispersed fraction (the sieved soil or fine soil) were weighed, placed in metal containers with a volume of 250 cm³ or 40 cm³ and sent for gamma spectrometric measurements. Radionuclides activities were measured using a germanium semiconductor detector and a multi-channel analyzer in accordance with the procedure described in [5, 17]. The duration of the measurement was sufficient to ensure that the statistical uncertainty of estimating the net count rate in the photopeak of 59.5 keV (^{241}Am) did not exceed 7% (1 sigma). The corresponding uncertainties for the full-energy peaks of 661.6 keV (from $^{137\text{m}}\text{Ba}$, which is the decay daughter product of ^{137}Cs), 1173.2 keV (from ^{60}Co), and 1332.5 keV (from ^{60}Co) were less than 2%.

The screened out coarse fraction included pebbles, plant roots, coarse sand particles, as well as solid inclusions, some of which resembled pieces of melted glass described and named as «taiganite» in the paper [17]. 49 large (size within the range of 0.4–3 cm) solid inclusions were sampled out of this fraction. Each of the selected samples underwent a screening procedure for the presence of ^{60}Co , ^{137}Cs and ^{241}Am . A NaI(Tl) detector (the crystal sizes = 100 mm (diameter) by 100 mm (height)), sur-

могут содержать некоторое количество искомого загрязнителя, поэтому их (или часть из них) рекомендуется проанализировать параллельно с фракцией просеянной почвы для оценки вклада данных компонентов в общий запас загрязнителя [16]. Насколько нам известно, эта рекомендация ранее не принималась в расчет при проведении исследований на территориях, прилегающих к местам проведения МЯВ.

Во время ревизии архива проб почвы, отобранной в месте проведения МЯВ «Тайга» (Пермский край, Россия), мы обнаружили присутствие крупных стекловидных включений в некоторых пробах [17]. Удельная активность (УА) техногенных радионуклидов ^{60}Co , ^{94}Nb , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{155}Eu и ^{241}Am во включениях была больше, чем таковая в нативной почве. Наиболее существенный вклад в общую активность этих радионуклидов как в нативной почве, так и во включениях вносили радиологически значимые радионуклиды ^{60}Co ($T_{1/2} = 5.27$ года), ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30.17$ года) и ^{241}Am ($T_{1/2} = 432$ года). На основании результатов, полученных в ходе исследования [17], возник вопрос о том, насколько корректной может быть оценка радиоактивного загрязнения, полученная при использовании только просеянной фракции почвы с территории, которая прилегает к месту этого МЯВ.

Цель исследования – сравнение нативной почвы, просеянной почвы и отсеянных почвенных компонентов по показателю УА ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{241}Am .

Материалы и методы

Место отбора проб (61,30° с.ш., 56,60° в.д.) расположено на севере Пермского края. Три термоядерных взрыва серии «Тайга» были произведены в 1971 г. в этом месте с целью опробования ядерных взрывных технологий для прокладки канала между реками Кама и Печора [18]. В результате этих МЯВ, выполненных с запланированным выбросом грунта, был сформирован кратер. В последующем кратер естественным образом заполнился водой, и в настоящее время он представляет собой искусственное озеро глубиной 10–15 м, длиной примерно 700 м и шириной 350 м (см. рис. 1 в [17]).

В 2009 г. комплексной экспедицией, в которой принимали участие сотрудники ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева, на объекте «Тайга» в шести точках были отобраны пробы почвы. Счетные образцы были изготовлены из нативной (нефракционированной) почвы. Результаты измерений активности гамма-излучающих техногенных радионуклидов в этих образцах приведены в [5]. Сами образцы были высушены и направлены на хранение в архив проб ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева. Для проведения настоящего исследования из архива нами были взяты 10 образцов нативной почвы, послойно отобранной на навале грунта в наиболее загрязненной юго-восточной части берега озера (участок № 2 по [5, 17]).

Перед обработкой архивные образцы были взвешены. При этом было учтено, что ранее из некоторых образцов уже были извлечены стекловидные включения общей массой 8,4 г [17]. Для фракционирования почвы использовали сито с размерами ячеек 1,2 мм. Образцы полученной мелкодисперсной фракции (просеянной почвы или мелкозема) были взвешены, помещены в металлические контейнеры объемом 250 см³ или 40 см³ и направлены на гаммаспектрометрические измерения. Активность радионуклидов измеряли с помощью германиевого полупроводнико-

rounded by a lead shield, and a 1024-channel analyzer (ATOMTEX, Belarus) were used for this purpose. The energy resolution (full width at half maximum) of the gamma-ray spectrometer was 8.9% for the 661.6 keV peak of ^{137}Cs – $^{137\text{m}}\text{Ba}$. A sample was placed at a distance of 3 mm from the upper surface of the detector. The spectrum was measured for 3600 s. A sample has been categorized as «hot» inclusion if the characteristic photo peaks of ^{241}Am (59.5 keV), ^{137}Cs (661.6 keV), and ^{60}Co (1173.2 keV and 1332.5 keV) were formed. A sample has been classified as «cold» inclusion if the formation of the characteristic peaks was not observed, or only the peak at 661.6 keV was formed.

A total of 34 «hot» inclusions were found among the 49 screened inclusions. Five «hot» inclusions could be attributed to glassy type («taiganite»), judging by the description and photos given in the paper [17]. Among the other items, which we called coated «hot» inclusions, there were formations that looked like shapeless lumps of melted sand (Fig. 1), but in general, the formations somewhat resembling lumps (agglomerates) of dried soil prevailed (Figs. 2A, 3A, 4A). However, unlike lumps of soil or clay, they did not crumble even when pressed hard with tweezers. The 29 coated «hot» inclusions were combined into one counting sample (mass = 13.53 g), in which activities of the radionuclides were measured using a semiconductor gamma spectrometer (ORTEC, USA). Characteristics of the spectrometer and features of the calibration of the detector are provided in the papers [5, 17].

Three coated «hot» inclusions and one pebble were sonicated in an aqueous environment in accordance with the method described in [17]. Although some of the small soil particles separated from the inclusions surface, the samples retained their shape after the treatment (Fig. 2B). The pebble showed similar resistance to ultrasound in the aquatic environment (Fig. 2D).

To determine the degree of acid leaching of radionuclides, one of the large coated «hot» inclusions (mass = 1.2 g), taken from the depth of 4–6 cm, was crushed in a mortar to a particle size of 1 mm or less. The ground sample was mixed with 6N HCl in a ratio of 1:10 (by weight) and placed in a boiling water bath for 1.5 hours. After rinsing in distilled water, the mixture was passed through the filter paper. The solid phase (particles), which was retained on the filter, together with the filter itself was ashed at a temperature of 400 °C.

The similar procedure was applied to an aliquot (mass = 10 g) of the sieved sample of the soil that had also been taken from the depth of 4–6 cm. The activity of ^{60}Co , ^{137}Cs and ^{241}Am in each sample was measured before and after the sonication or acid treatment. The measurement method is described in [17]. The structure of the spongy vitreous material was visible inside the coated «hot» inclusions after grinding to the middle with an abrasive tool (Fig. 3B). The presence of the vitreous material in the «hot» inclusions may be associated with the ejection of such material from the blast zone to the ground surface [17]. The non-uniform density of the substance and vesicular structures inside the «hot» inclusions were also discernible when such samples were X-rayed (Fig. 4B). The «cold» inclusions, which were pebbles covered with a thin layer of adhering soil, had a uniform density of the substance inside (Figs. 4C, D).

вого детектора (ППД) и многоканального анализатора в соответствии с методикой, описанной в [5]. Продолжительность измерения была достаточна для того, чтобы неопределенность оценки площади пика полного поглощения с энергией 59,5 кэВ (^{241}Am) не превышала 7% (1 сигма). При этом соответствующая неопределенность для пиков 661,6 кэВ ($^{137\text{m}}\text{Ba}$ – дочерний продукт распада ^{137}Cs), 1173,2 кэВ (^{60}Co) и 1332,5 кэВ (^{60}Co) была менее 2%.

В состав отсеянной крупнодисперсной фракции входили камешки, корни растений, частицы крупного песка, а также твердые включения, некоторые из которых напоминали кусочки оплавленного стекла, описанные и поименованные как «тайганиты» в работе [17]. Из отсеянной фракции были отобраны 49 крупных (размеры в пределах 0,4–3 см) твердых включений. Каждый из отобранных объектов прошел процедуру скрининговых измерений на присутствие ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{241}Am . Для этого использовали NaI(Tl) детектор (размеры кристалла 100 мм (диаметр) на 100 мм (высота)), размещенный в свинцовой защите, и 1024-канальный анализатор (фирма АТОМТЕХ, Республика Беларусь). Энергетическое разрешение (полная ширина на половине максимума) гамма-спектрометра составила 8,9% для 661,6 кэВ пика of ^{137}Cs – $^{137\text{m}}\text{Ba}$. Образец размещали на расстоянии 3 мм от верхней поверхности детектора. Измерение спектра проводили в течение 3600 с. Если за это время происходило формирование характерных пиков с энергиями 59,5 кэВ (^{241}Am), 661,6 кэВ (^{137}Cs), 1173,2 кэВ (^{60}Co) и 1332,5 кэВ (^{60}Co), то такой образец относили к категории «горячих» включений. Если формирование характерных пиков не отмечалось, или формировался только пик с энергией 661,6 кэВ, то образец относили к категории «холодных» включений.

В общей сложности среди 49 включений были найдено 34 «горячих» образца, из которых 5 можно было отнести к стекловидным включениям («тайганиты»), судя по описанию и фотографиям, приведенным в работе [17]. Среди остальных объектов, которые мы называли покрытые «горячие» включения, имелись образования, похожие на бесформенные комочки оплавленного песка (рис. 1), но в целом преобладали формации, несколько напоминавшие комочки (агломераты) засохшей почвы (рис. 2A, 3A, 4A). Однако, в отличие от комочков почвы или глины, даже при сильном надавливании пинцетом они не крошились.

Прошедшие скрининг 29 покрытых «горячих» включений были объединены в один счетный образец массой 13,53 г, в котором с помощью полупроводникового гамма-спектрометра фирмы ORTEC (США) была измерена активность искомых радионуклидов. Характеристики спектрометра и особенности градуировки детектора приведены в работах [5, 17].

Три покрытых «горячих» включения и один камешек прошли обработку ультразвуком в водной среде в соответствии с методом [17]. Покрытые включения сохраняли свою форму (рис. 2B), хотя некоторая масса мелких почвенных частиц отделялась от их поверхности и опадала на дно вials. Аналогичную устойчивость к ультразвуку в водной среде демонстрировал камешек (рис. 2D).

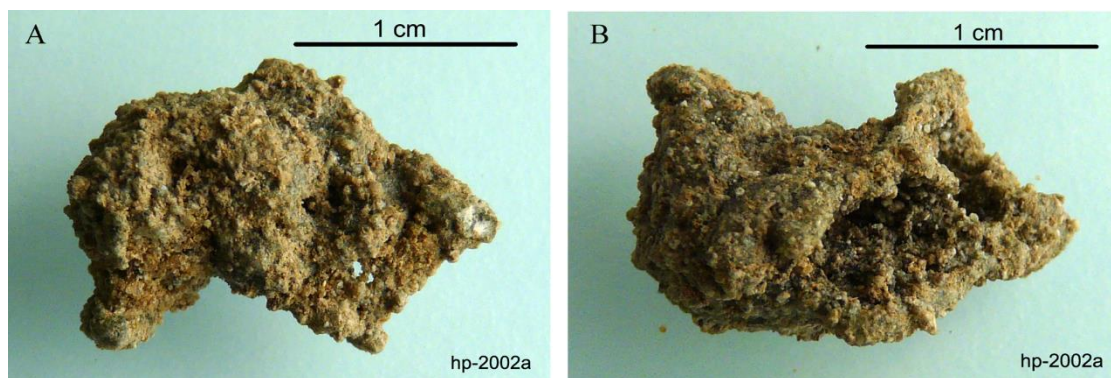


Fig. 1. Outward appearance of the coated “hot” inclusion hp-2002a (fused sand) in two projections:

A – «top» view, B – «bottom» view

[Рис. 1. Внешний вид покрытого «горячего» включения hp-2002a (оплавленный песок) в двух проекциях:

A – вид «сверху», B – вид «снизу»]

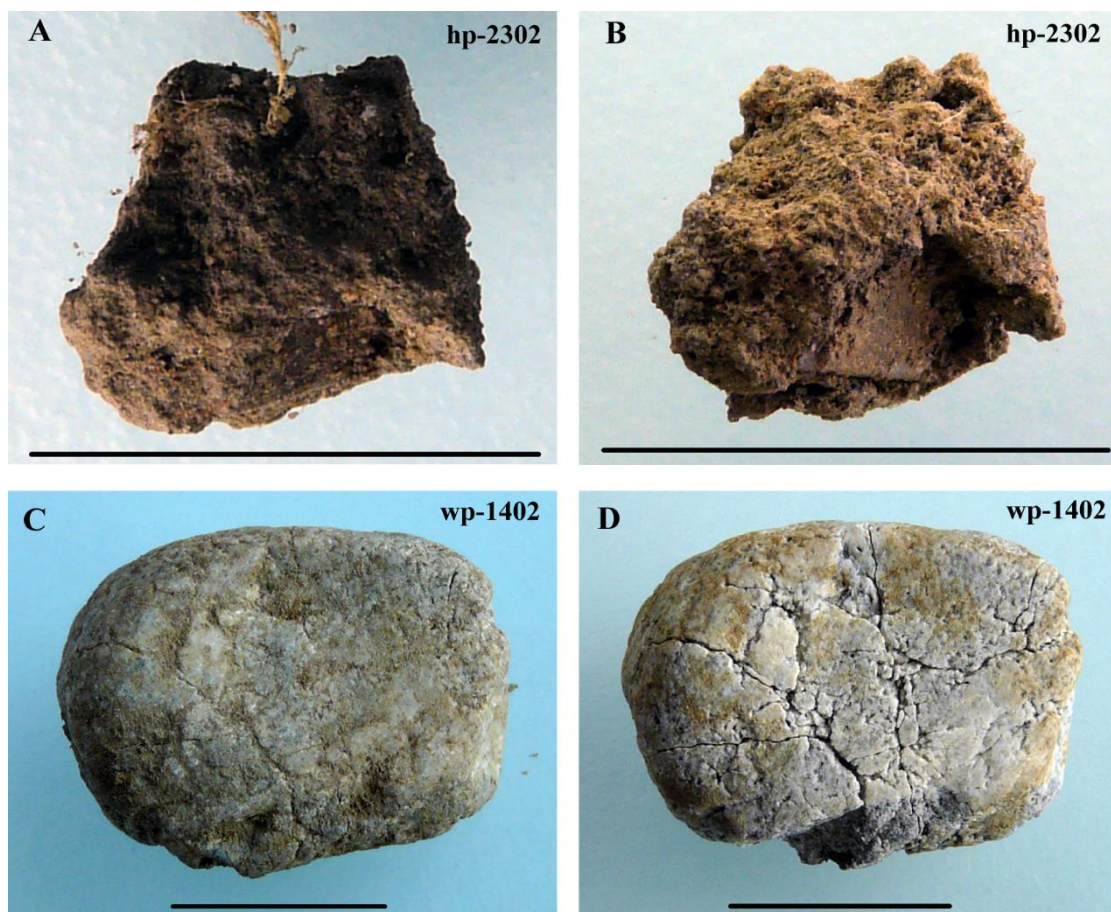


Fig. 2. Coated «hot» inclusion (hp-2302) and pebble (wp-1402) before (A, C) and after (B, D) ultrasonic treatment in aqueous environment. Ultrasound exposure was performed for 600 s using the Citizen ultrasonic cleaner SW 1500 (CBM Corporation, Japan) at a frequency of 40 kHz and a power of 40 W. The measuring segment is 1 cm

[Рис. 2. Покрытое «горячее» включение (hp-2302) и камешек (wp-1402) до (A, C) и после (B, D) ультразвуковой обработки в водной среде. Воздействие ультразвуком проводили в течение 600 с, используя Citizen ultrasonic cleaner SW 1500 (CBM Corporation, Япония) при частоте 40 кГц и мощности 40 Вт. Мерный отрезок равен 1 см]

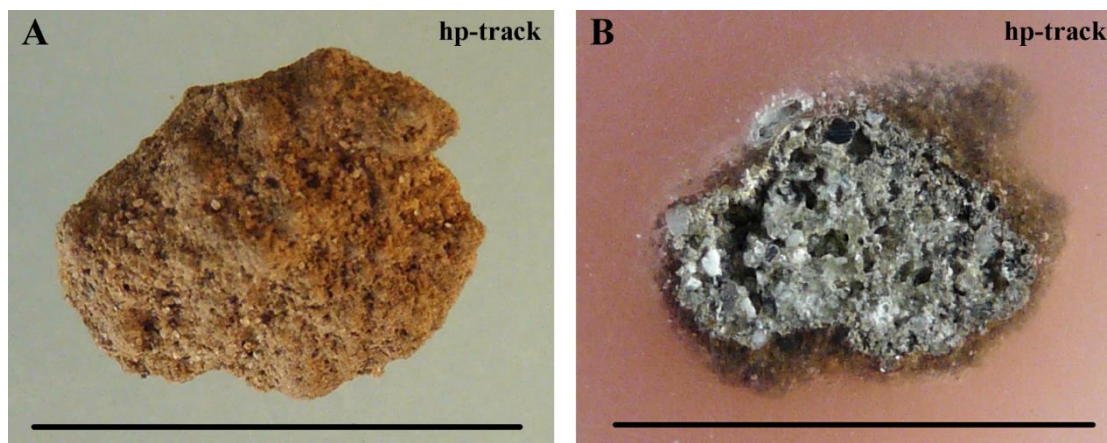


Fig. 3. Outward appearance of the coated «hot» inclusion hp-track (A) and its internal structure shown after grinding down to approximately the middle (B). The inclusion was cast into acrylic plastic and ground down using an abrasive tool. The measuring segment is 1 cm

[Рис. 3. Внешний вид покрытого «горячего» включения hp-track (A) и его внутренняя структура, показанная после стачивания примерно до середины (B). Включение было залито в акриловую пластмассу и сточено с помощью абразивного инструмента. Мерный отрезок равен 1 см]

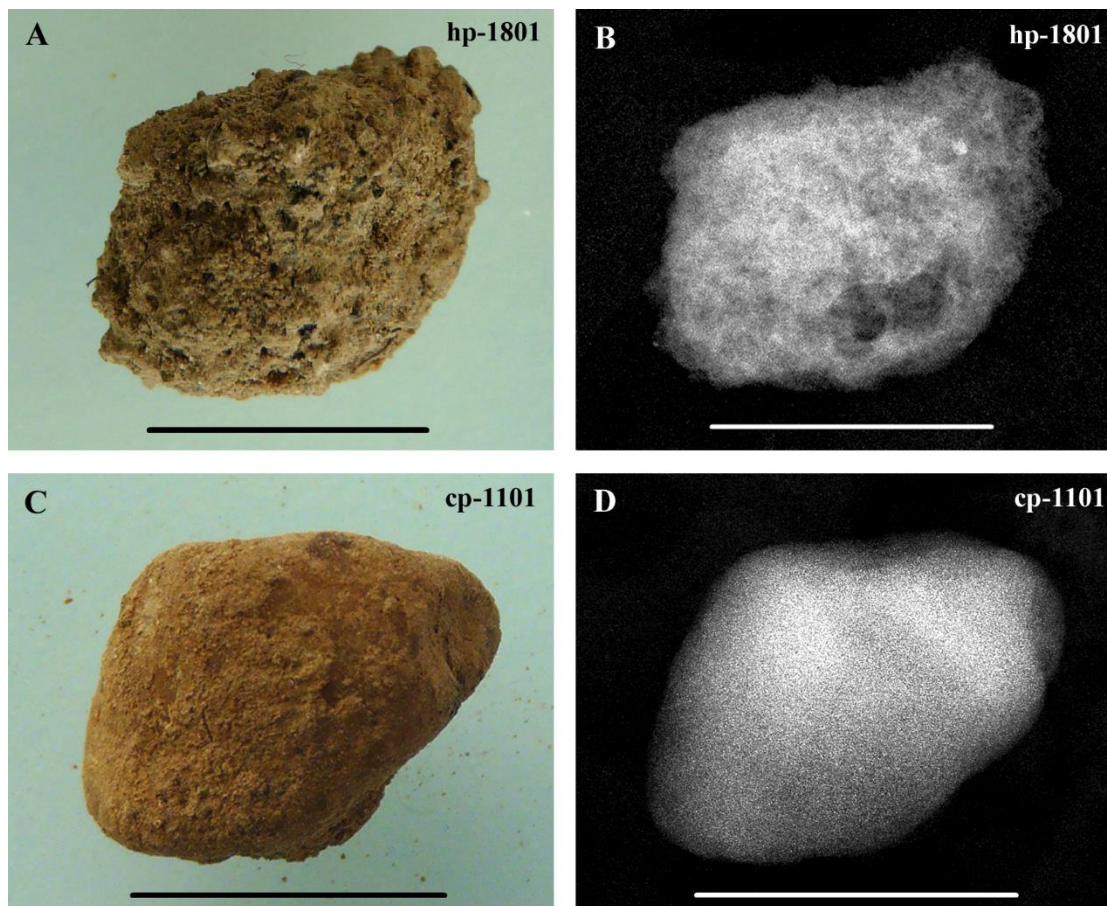


Fig. 4. Outward appearance of the coated «hot» inclusion hp-1801 (A) and «cold» stone cp-1101 (C) and their X-ray images (B) and (D). The X-ray images were made using the Evolution X 3000-2C apparatus (New Life Radiology SRL, Italy) at a tube current of 8 mA, a tube voltage of 70 kV and a tube focus-film distance of 25 cm. The measured segment is 1 cm

[Рис. 4. Внешний вид покрытого «горячего» включения hp-1801 (A) и «холодного» камешка cp-1101 (C) и их рентгеновское изображение (B) и (D). Рентгеновские снимки были сделаны с помощью аппарата Evolution X 3000-2C (New Life Radiology SRL, Италия) при силе тока трубки 8 мА, напряжении на трубке 70 кВ и расстоянии «фокус трубки–пленка» 25 см. Мерный отрезок равен 1 см]

Results and discussion

Gamma-ray spectroscopy

An example of a comparison of gamma spectra measured from a reference sample of native soil (weight 324.0 g), an aliquot (mass of 50.0 g) of sieved fraction of the same soil, and a combined sample of coated «hot» inclusions (mass of 13.53 g) is provided in Figure 5. The spectra are shown after subtraction of the background spectrum and normalization for the mass of the counting sample (per 1.0 g) and for the measurement time (per 10000 s). The 661.6 keV peak of ^{137}Cs clearly dominates in the spectrum from the native soil. It is also possible to confidently identify and, accordingly, quantify the activity of ^{60}Co (the 1173.2 keV and 1332.5 keV peaks) and ^{241}Am (the 59.5 keV peak). In the spectrum from the sieved sample, the peak of ^{137}Cs stands out even more clearly due to the decrease in the amplitude of the characteristic peaks of ^{60}Co and ^{241}Am . In the spectrum from «hot» inclusions, the amplitudes of the peaks of ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{241}Am are roughly the same. The amplitudes of these peaks (especially 59.5 keV, 1173.2 keV, and 1332.5 keV) were many times higher in this spectrum compared to those in the spectrum measured from native soil.

Activity concentrations of radionuclides

Table 1 shows summarized results of measurements of the radionuclides ACs in samples of the sieved soil and in the coated «hot» inclusions. Table 1 also contains previously published data on ACs of the radionuclides in samples of the nonfractionated native soil [5] and in the glassy «hot» inclusions collected from the same samples [17].

The ACs of all three studied radionuclides were statistically significantly lower (nonparametric sign test, $P < 0.01$) in the sieved soil compared to the native soil (Table 2). The differences between native soil and sieved soil were higher than a factor of two for ^{60}Co and ^{241}Am , while for ^{137}Cs , the average difference was only 15%. If one takes ^{137}Cs as the reference radionuclide, it can be seen (Table 3) that the sieved soil, in comparison with the original soil, was significantly depleted of ^{60}Co and ^{241}Am . At the same time, the ratio of the ^{60}Co AC to the ^{241}Am AC did not change (Table 3).

Expectedly (considering the results of gamma-ray spectroscopy, see above), the radionuclides ACs were higher in the coated «hot» inclusions compared to the native soil. Particularly pronounced differences (more than an order of magnitude) were observed for ^{60}Co and ^{241}Am . Similar differences can be seen between the native soil and the glassy «hot» inclusions (Tables 1 and 2). It should be noted that the AC of ^{137}Cs was twice as high in the coated inclusions compared to the glassy inclusions.

The treatment of three coated «hot» inclusions with ultrasound in the aqueous medium resulted in a slight decrease in mass (by 8.7%) due to the separation of soil particles from the surface of the items (Table 4). This was accompanied by a decrease in the activity of ^{137}Cs in all inclusions (by an average of –18%). There was also a downward trend (–4%) for ^{60}Co ; for ^{241}Am , no declining change in activity was observed (+4%). A small part of the mass (–2.4%) was also separated from the «cold» pebble (Fig. 2C) during the ultrasonic treatment, while the activity of ^{137}Cs decreased by 21%. The residual activity of ^{137}Cs in the pebble may be due to the soil particles retention in the numerous cracks (Fig. 2D) which are difficult to clean with this method.

Для определения степени кислотной выщелачиваемости радионуклидов, одно из крупных покрытых «горячих» включений (масса=1,2 г), взятых с глубины 4–6 см, было растерто в ступке до размеров частиц 1 мм и менее. Измельченный образец был смешан с 6Н НСl в соотношении 1:10 (по массе) и помещен в кипящую водяную баню на 1,5 часа. После промывки в дистиллированной воде твердая фаза была осаждена на бумажном фильтре (белая лента) и озолена вместе с фильтром при температуре 400 °С. Аналогичная процедура была применена к аликвоте (масса = 10 г) просеянного образца почвы, отобранной также с глубины 4–6 см. Активности ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{241}Am в каждом образце были измерены по методу, описанному в работе [17], до и после обработки ультразвуком или кислотой.

После стачивания до середины с помощью абразивного инструмента внутри покрытых «горячих» включений была видна структура губчатого стекловидного материала (рис. 3В). Наличие стекловидного материала в «горячих» включениях может быть связано с выбросом такого вещества из зоны взрыва на поверхность земли [17]. Неравномерная плотность вещества и везикулярные структуры внутри «горячих» включений были различимы и при просвечивании таких образцов рентгеновскими лучами (рис. 4В). Для «холодных» включений, которые представляли собой камешки, покрытые тонким слоем прилипшей почвы, была характерна равномерная плотность вещества внутренней структуры (рис. 4С, D).

Результаты и обсуждение

Гамма-спектроскопия

Пример сравнения гамма спектров, измеренных от исходного образца нативной почвы (масса 324,0 г), аликвоты (масса 50,0 г) мелкодисперсной просеянной фракции этой же почвы и объединенного образца «горячих» включений (масса 13,53 г), приведен на рисунке 5. Спектры показаны после поканального вычитания фонового спектра, нормирования на массу счетного образца (на 1,0 г) и для времени измерения 10000 с. В спектре от нативной почвы по амплитуде явно доминирует пик с энергией 661,6 кэВ от ^{137}Cs . Кроме того, можно уверенно идентифицировать и, соответственно, количественно оценить активность ^{60}Co (пики 1173,2 кэВ и 1332,5 кэВ) и ^{241}Am (пик 59,5 кэВ). На спектре от просеянного образца пик от ^{137}Cs выделяется еще более отчетливо за счет уменьшения амплитуды характерных пиков ^{60}Co и ^{241}Am . На спектре от «горячих» включений амплитуды пиков от ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{241}Am примерно совпадают друг с другом; при этом, по сравнению со спектром, измеренном от нативной почвы, амплитуда этих пиков (в особенности 59,5 кэВ, 1173,2 кэВ и 1332,5 кэВ) была многократно выше.

Удельная активность радионуклидов

Обобщенные результаты измерений УА радионуклидов в образцах просеянной почвы и покрытых «горячих» включений приведены в таблице 1. Там же даны ранее опубликованные данные об УА радионуклидов в образцах исходной нативной почвы [5] и в радиоактивных стекловидных включениях, извлеченных из этих образцов [17].

В просеянной почве, по сравнению с нативной почвой, УА всех трех изученных радионуклидов была статистически значимо ниже (непараметрический тест знаков, $P < 0,01$) (табл. 2).

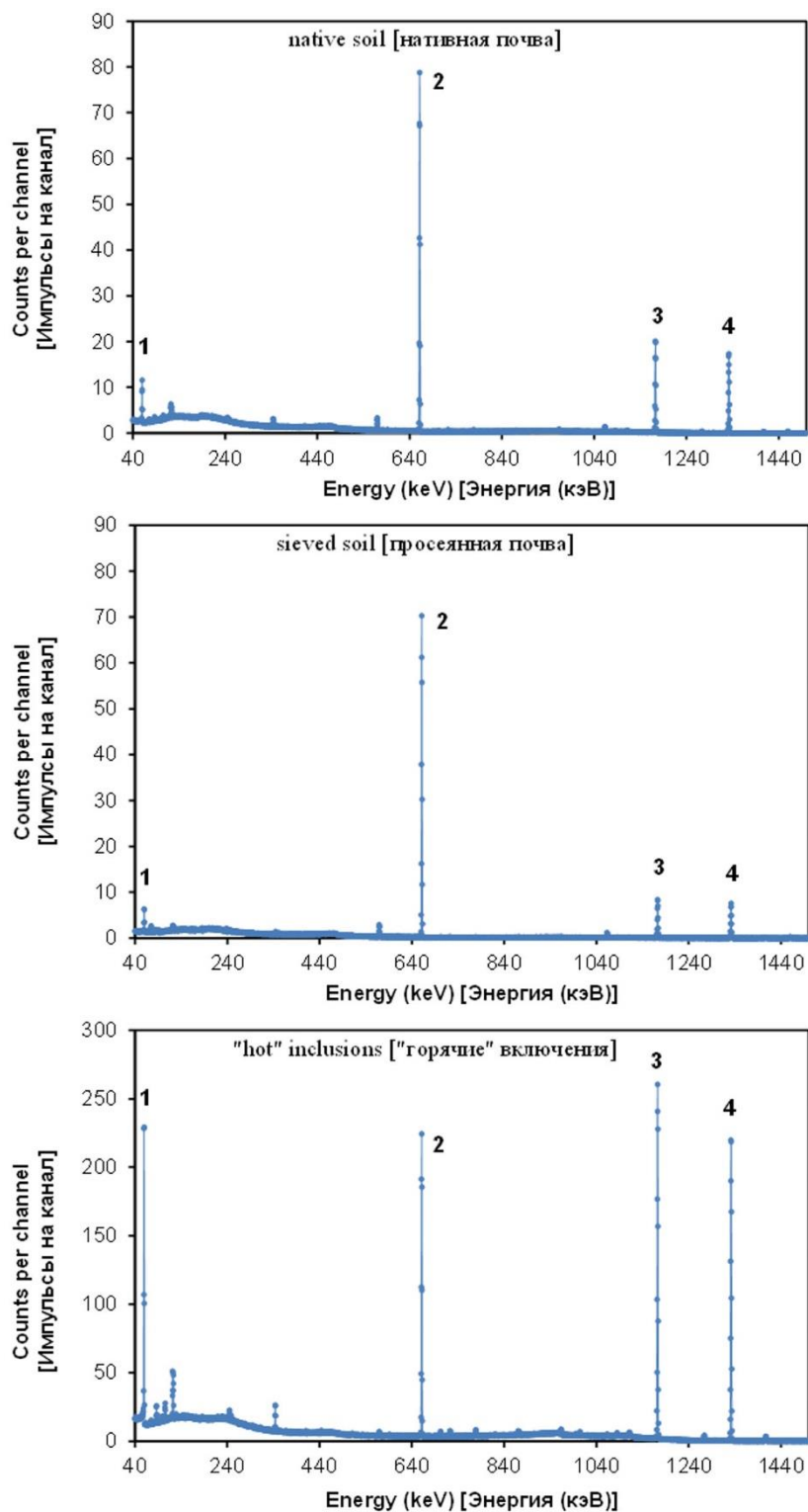


Fig. 5. Spectra from the native soil sample (depth 10–12 cm), the sieved soil sample (depth 10–12 cm) and the pulled sample of 29 coated “hot” inclusions from Plot No. 2. Reference peaks and the corresponding technogenic radionuclides are indicated as follows: (1) 59.5 keV, ^{241}Am ; (2) 661.6 keV, ^{137}Cs ; (3) 1173.2 keV, ^{60}Co ; (4) 1332.5 keV, ^{60}Co

[Рис. 5. Спектры от образца нативной почвы (глубина 10–12 см), образца просеянной почвы (глубина 10–12 см) и объединенного образца 29 покрытых «горячих» включений с участка № 2. Опорные пики и соответствующие техногенные радионуклиды обозначены следующим образом: (1) 59,5 кэВ, ^{241}Am ; (2) 661,6 кэВ, ^{137}Cs ; (3) 1173,2 кэВ, ^{60}Co ; (4) 1332,5 кэВ, ^{60}Co]

Table 1

Summarized results of the gamma-spectrometric analysis of native soil, sieved soil, and «hot» radioactive inclusions. Mean $\pm$ standard deviation. Range is given in brackets. The activity concentrations are provided on August 5, 2009 (the data of the native soil sampling)

[Таблица 1]

Сводные результаты гамма-спектрометрического анализа нативной почвы, просеянной почвы и «горячих» радиоактивных включений. Среднее $\pm$ стандартное отклонение. Диапазон указан в скобках. Удельная активность приведена на 5 августа 2009 года (дата отбора нативной почвы)

Sample [Образец]	Mass (g; d.w.) [Масса (г; с.в.)]	Activity concentration (Bq/g; d.w.) [Удельная активность (Бк/г; с.в.)]		
		¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	²⁴¹ Am
Native soil [Нативная почва] (n = 10)*	340 $\pm$ 33 (264–400)	3.62 $\pm$ 0.43 (2.96–4.05)	1.17 $\pm$ 0.30 (0.62–1.47)	3.24 $\pm$ 1.16 (1.81–5.80)
Sieved soil [Просеянная почва] (n = 10)	271 $\pm$ 27 (206–308)	3.09 $\pm$ 0.42 (2.23–3.60)	0.54 $\pm$ 0.13 (0.32–0.70)	1.28 $\pm$ 0.31 (0.74–1.72)
Combined sample of 29 coated «hot» inclusions [Объединенный образец из 29 покрытых «горячих» включений]	13.53	11.4 $\pm$ 1.4***	20.9 $\pm$ 2.6***	51.5 $\pm$ 6.2***
Individual glassy «hot» inclusions [Индивидуальные стекловидные «горячие» включения] (n = 7)**	1.16 $\pm$ 2.43 (0.065–6.66)	5.48 $\pm$ 1.21 (4.02–7.89)	15.0 $\pm$ 4.5 (8.7–21.9)	70.2 $\pm$ 28.3 (31.2–107)

* – reference [5] [ссылка [5]].

** – reference [17] [ссылка [17]].

*** – total measurement uncertainty (2 sigma at 95% probability) [общая неопределенность измерения (2 сигма при 95% вероятности)].

Table 2

Comparison of native soil, sieved soil, and «hot» radioactive inclusions in terms of activity concentrations (ACs) of the technogenic radionuclides

[Таблица 2]

Сравнение нативной почвы, просеянной почвы и «горячих» радиоактивных включений по показателю удельной активности (УА) техногенных радионуклидов

Samples for comparison [Сравниваемые образцы]	Ratio of ACs for the radionuclide [Отношение УА для радионуклида]		
	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	²⁴¹ Am
Sieved soil /Native soil [Просеянная почва/Нативная почва]	0.85	0.46	0.40
Coated inclusions/Native soil [Покрытые включения/Нативная почва]	3.1	18	16
Glassy inclusions/Native soil [Стекловидные включения/Нативная почва]	1.5	13	22

Table 3

The ratio of the activity concentration (AC) values of ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co and ²⁴¹Am in native soil, sieved soil, and «hot» radioactive inclusions

[Таблица 3]

Соотношение значений удельной активности (УА) ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co и ²⁴¹Am в нативной почве, просеянной почве и «горячих» радиоактивных включениях

Sample [Образец]	Ratio of AC values [Соотношение значений УА]		
	⁶⁰ Co/ ¹³⁷ Cs	²⁴¹ Am/ ¹³⁷ Cs	²⁴¹ Am/ ⁶⁰ Co
Native soil [Нативная почва]	0.32	0.90	2.8
Sieved soil [Просеянная почва]	0.17	0.41	2.4
Coated inclusions [Покрытые включения]	1.8	4.5	2.5
Glassy inclusions [Стекловидные включения]	2.7	13	4.7

Table 4

Effect of sonication and treatment with HCl on mass and radioactivity of the soil components from the «Taiga» PNE site. The activities and masses (dry weight) are shown before (the first number) and after (the second number) the treatment

[Таблица 4]

Влияние воздействия ультразвуком и HCl на массу и радиоактивность компонентов почвы с места проведения МЯВ «Тайга». Активность и масса (сухой вес) показаны до (первое число) и после (второе число) обработки

Code, type of inclusion [Код, тип включения]	Mass (g), and change in the mass (in brackets, %) [Масса (г) и изменение массы (в скобках, %)]	Activity (Bq)*, and change in the activity (in brackets, %) [Активность (Бк)* и изменение активности (в скобках, %)]		
		¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	²⁴¹ Am
Sonication [Воздействие ультразвуком]				
HP-2702, «hot» coated [«горячее» покрытое]	0.300/0.281 (6.3)	2.78/1.64 (41)	4.54/4.20 (7.4)	9.7/10.5 (+7.6)
HP-2802, «hot» coated [«горячее» покрытое]	0.217/0.195 (10)	11.5/10.9 (5.3)	11.3/11.2 (0.9)	33.5/35.0 (+4.4)
HP-2302, «hot» coated [«горячее» покрытое]	0.198/0.179 (9.6)	2.82/2.60 (7.8)	7.01/6.75 (3.7)	19.4/19.4 (0)
HP-0203a, «hot» glassy [«горячее» стекловидное]**	0.196/0.192 (2.0)	1.14/1.04 (8.7)	3.55/3.41 (3.9)	18.0/17.6 (2.2)
wp-1402, «cold» pebble [«холодный» камешек]	3.884/3.790 (2.4)	2.01/1.59 (21)	n.d.	n.d.
Treatment with HCl [Воздействие HCl]				
RH-1, “hot” coated [«горячее» покрытое]	1.18/1.16 (1.7)	12.9/9.5 (26)	71.1/72.7 (+2.3)	31.5/30.4 (3.5)
SS-4-6, sieved soil [просеянная почва]	10.36/9.90 (4.4)	34.0/10.4 (69)	18.5/17.9 (3.2)	7.77/7.09 (8.8)

n.d. – not determined [n.d. – не определено].

* – the counting uncertainty (at 1 sigma level) of the activity measurement was not more than 10% [статистическая неопределенность (на уровне 1 сигма) измерения активности не превышала 10%].

** – reference [17] [ссылка [17]].

From Table 4, it is visible that during exposure to concentrated acid, the retention of ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs and ²⁴¹Am by the «coated» inclusion is higher than that by the sieved soil. ¹³⁷Cs is the most mobile radionuclide in the acidic environment in both cases.

On the basis of the results obtained, it can be assumed that the refractory and hard-to-volatile elements cobalt (boiling temperature, $T_{\text{boil}} = 2927\text{ }^{\circ}\text{C}$) and americium ($T_{\text{boil}} = 2011\text{ }^{\circ}\text{C}$) are concentrated in the vitreous material, while the comparatively volatile element cesium ($T_{\text{boil}} = 671\text{ }^{\circ}\text{C}$) [19] is more associated with the soil. Note that only a small fraction of ¹³⁷Cs is formed directly (independently) and almost instantaneously as a result of nuclear fission of ²³⁵U or ²³⁹Pu [20]. It may play a role in the more uniform spatial distribution of ¹³⁷Cs (compared to ⁶⁰Co and ²⁴¹Am) between the structural components of native soil. Predominantly, ¹³⁷Cs is formed from the decay of the chain of the short-lived fission products: ¹³⁷Te ($T_{1/2} = 4\text{ s}$) – ¹³⁷I ($T_{1/2} = 24.1\text{ s}$) – ¹³⁷Xe ($T_{1/2} = 3.8\text{ min}$) – ¹³⁷Cs ($T_{1/2} = 30.17\text{ y}$) [21]. Iodine is a volatile element ($T_{\text{boil}} = 184\text{ }^{\circ}\text{C}$), and xenon is an inert gas. Hence, there was a possibility of their propagation over large volumes of the soil, ejected by the explosions of the «Taiga» experiment, with the subsequent deposition of a significant portion of ¹³⁷Cs outside the blast zone and the glassy mass.

Conclusion

In accordance with the purpose of the study, the activity concentrations of ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs and ²⁴¹Am in native soil, sieved soil and the screened out coarse components were compared. The soil samples, that had been taken from the heap of radioactively

Однако, если в отношении ¹³⁷Cs эта разница в среднем составила всего 15%, то для ⁶⁰Co и ²⁴¹Am различия между нативной и просеянной почвой были более чем двукратными. Если взять ¹³⁷Cs за реперный радионуклид, то видно (табл. 3), что просеянная почва, по сравнению с исходной почвой, была существенно обеднена ⁶⁰Co и ²⁴¹Am. При этом соотношение между значениями УА ⁶⁰Co и ²⁴¹Am не изменилось (табл. 3).

В покрытых «горячих» включениях значения УА радионуклидов были ожидаемо (учитывая результаты гамма-спектроскопии) выше, чем таковые в нативной почве. Особенно весомые различия (более порядка величины) наблюдались для ⁶⁰Co и ²⁴¹Am. Сходные различия можно видеть при сравнении нативной почвы и стекловидных «горячих» включений (табл. 1 и 2). Отметим, что УА ¹³⁷Cs в покрытых включениях, по сравнению со стекловидными включениями, была в два раза выше.

При обработке трех покрытых «горячих» включений ультразвуком в водной среде происходило незначительное уменьшение массы (в среднем на 8,7%) (табл. 4) за счет отделения частичек почвы от поверхности образцов. Это сопровождалось снижением активности ¹³⁷Cs во всех включениях (в среднем на –18%). Для ⁶⁰Co также можно говорить о тенденции к снижению активности (–4%); для ²⁴¹Am изменений активности в сторону уменьшения не наблюдалось (+4%). От «холодного» камешка (рис. 2С) при ультразвуковой обработке также отделилась небольшая часть массы (–2,4%). Активность ¹³⁷Cs снизилась на 21%. Остаточная активность ¹³⁷Cs, возможно, связана с почвой, проникшей в многочисленные трещины (рис. 2Д), недоступные для очистки использованным методом.

contaminated ground at the «Taiga» PNE site, were passed through a sieve with a mesh size of 1.2 mm. The sieved soil fraction, compared to the original native soil, is characterized by statistically significantly lower AC values of ^{137}Cs (factor of 1.2), ^{60}Co (factor of 2.2), and ^{241}Am (factor of 2.6).

Numerous solid radioactive inclusions containing a vitreous substance were detected during analysis of the screened out coarse fraction. The AC values of ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{241}Am in the radioactive inclusions were significantly higher compared to those in the native soil, with the differences being most noticeable (more than an order of magnitude) for the refractory and hard-to-volatile ^{60}Co and ^{241}Am . These radionuclides were apparently concentrated in the vitreous substance.

In general, our study revealed a very pronounced uneven distribution of ^{60}Co and ^{241}Am between various structural components of the soil at the «Taiga» PNE site. A less pronounced unevenness was found with respect of the ^{137}Cs distribution.

In methodological terms, the study reveals that the use of only sieved soil samples to determine the levels of radioactive contamination leads to a significant underestimation of the content of ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{241}Am in the soil at the «Taiga» site. This, in turn, indicates the need to analyze the content of the technogenic radionuclides in the screened out coarse inclusions. However, for a general assessment of the content of gamma-emitting radionuclides in the soil, it is quite sufficient to measure samples of unfractionated soil collected directly at the PNE site. Fractionation, in particular, sieving of the material of native samples can be useful (or even necessary) in: 1) study of radionuclides speciation in soil, 2) study of radionuclides transfer in the soil-vegetation system, and 3) radiochemical studies.

Authors' personal contribution

Ramzaev V.P. – conceptualization, soil sampling at the «Taiga» site, measurements, writing the manuscript.

Repin V.S. – conceptualization, soil sampling at the «Taiga» site, editing the manuscript.

Acknowledgements

The authors thank the anonymous reviewers for their helpful comments that improved the quality of the manuscript.

Conflicts of interest

The authors have no conflicts of interest to declare.

Sources of funding

The study was performed within the framework of the sectoral program of Rospotrebnadzor for 2021–2025: «Scientific substantiation of the national system for ensuring sanitary and epidemiological wellbeing, managing health risks and improving the quality of life of the population of Russia» on the topic: «Improving and developing methods for monitoring of environmental media in areas where peaceful nuclear explosions were performed. Radiation-hygienic characteristics of sources of drinking water supply».

References

- Gedeonov AD, Petrov ER, Alexeev VG, Kuleshova IN, Savopulo ML, Burtsev IS, et al. Residual radioactive contamination at the peaceful underground nuclear explosion sites «Craton-3» and «Crystal» in the Republic of Sakha (Yakutia). *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002;60: 221–234.
- Gedeonov AD, Petrov ER, Savopulo MI, Shkroev VY. Plutonium-239, 240, plutonium-238 and γ -emitting radionuclides in

Из таблицы 4 видно, что при воздействии концентрированной кислотой прочность удержания ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{241}Am «покрытой» частицей выше, чем просеянной почвой. При этом наиболее мобильным в кислой среде является ^{137}Cs .

На основании полученных результатов можно допустить, что тугоплавкие и труднолетучие элементы кобальт (температура кипения, $T_{\text{кип}} = 2927^\circ\text{C}$) и америций ($T_{\text{кип}} = 2011^\circ\text{C}$) концентрируются в стекловидной массе, в то время как сравнительно более летучий элемент цезий ($T_{\text{кип}} = 671^\circ\text{C}$) [19] в большей степени ассоциируется с почвой (грунтом). Определенную роль в более равномерном пространственном распределении ^{137}Cs (по сравнению с ^{60}Co и ^{241}Am) между структурными компонентами нативной почвы играет и то обстоятельство, что только небольшая доля ^{137}Cs образуется напрямую (термин «independently» в англоязычной литературе) и практически мгновенно в результате ядерного деления ^{235}U или ^{239}Pu [20]. Преимущественно же ^{137}Cs образуется в результате распада цепочки короткоживущих продуктов деления: ^{137}Te ($T_{1/2} = 4\text{ c}$) – ^{137}I ($T_{1/2} = 24,1\text{ c}$) – ^{137}Xe ($T_{1/2} = 3,8\text{ мин}$) – ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,17\text{ года}$) [21]. Йод является легколетучим элементом ($T_{\text{кип}} = 184^\circ\text{C}$), а ксенон – инертным газом. Отсюда и возможность их распространения по большим объемам грунта, выброшенного в результате взрывов эксперимента «Тайга», и последующего осаждения значительной части ^{137}Cs за пределами зоны взрыва вне стекловидной массы.

Заключение

В соответствии с целью работы было выполнено сравнение удельной активности ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{241}Am в нативной почве, просеянной почве и отсеянных твердых почвенных компонентах. Образцы почвы, отобранной на навале радиоактивно загрязненного грунта в месте проведения МЯВ «Тайга», были просеяны через сито с размером ячеек 1,2 мм. По сравнению с исходной нативной почвой, просеянная фракция почвы характеризуется статистически значимо меньшими величинами УА ^{137}Cs (в 1,2 раза), ^{60}Co (в 2,2 раза) и ^{241}Am (в 2,6 раза).

При анализе отсеянной крупнодисперсной фракции были обнаружены многочисленные твердые радиоактивные включения, содержащие стекловидное вещество. Значения УА ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{241}Am во включениях были существенно выше таковых в нативной почве, причем различия были наиболее заметными (более порядка величины) для тугоплавких и труднолетучих ^{60}Co и ^{241}Am . Эти радионуклиды, очевидно, концентрировались в стекловидном веществе.

В целом наше исследование выявило весьма неравномерное распределение ^{60}Co и ^{241}Am между различными структурными элементами почвы на объекте «Тайга». Для ^{137}Cs эта неравномерность также существует, но она менее выражена.

В методическом плане, выполненное исследование позволяет прийти к выводу, что использование только образцов просеянной почвы для измерения уровней радиоактивного загрязнения ведет к существенной недооценке содержания ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{241}Am в почве на объекте «Тайга». Это, в свою очередь, указывает на необходимость анализировать содержание техногенных радионуклидов в отсеянных почвенных включениях. Вместе с тем, для общей оценки содержания гамма-излучающих радионуклидов в почве вполне достаточным является измерение образцов нефракционированной почвы, отобранной непосредственно на объекте МЯВ. Фракционирование, в частности, просеивание, материала нативных проб может быть полезным

- environmental samples near peaceful underground nuclear explosion site «Taiga» (European North-East Russia). In: Borretzen P, Jolle T, Strand P. (Eds.). Proceedings from the International Conference on Radioactivity in the Environment, 1–5 September, 2002, Monaco.
3. Lurie AA. Radioecological study of consequences of the underground nuclear explosions with soil excavation in the North of the Perm Region. Part 1. Surface radionuclide contamination (soil, water, bottom sediments). *ANRI = ANRI*. 2002(2): 21–30. (In Russian).
 4. Ramzaev V, Mishine A, Golikov V, Strand P, Brown J. Surface ground contamination and soil vertical distribution of ^{137}Cs around two underground nuclear explosion sites in the Asian Arctic, Russia. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2007;92: 123–143.
 5. Ramzaev V, Repin V, Medvedev A, Khramtsov E, Timofeeva M, Yakovlev V. Radiological investigations at the «Taiga» nuclear explosion site, part II: man-made γ -ray emitting radionuclides in the ground and the resultant kerma rate in air. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2012;109: 1–12.
 6. Tsvetnova OB, Aleksandrov MN, Shcheglov AI. Modern radioecological situation at the site «Globus-1». *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 17. Pochvovedeniye = Bulletin of Moscow University. Series 17. Soil Science*. 2013;(2): 11–16. (In Russian).
 7. Chevychelov AP, Sobakin PI. The migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in soil-vegetation cover at accidental underground nuclear explosion site «Kraton 3». *Sibirskiy lesnoy zhurnal = Siberian Forest Journal*. 2017;(6): 64–75. (In Russian).
 8. Lukashenko S, Kabdyrakova A, Lind OC, Gorlachev I, Kunduzbayeva A, Kvochkina T, et al. Radioactive particles released from different sources in the Semipalatinsk Test Site. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020;216: 106160.
 9. Mabit L, Bernard C, Laverdière MR. Quantification of soil redistribution and sediment budget in a Canadian watershed from fallout caesium-137 (^{137}Cs) data. *Canadian Journal of Soil Science*. 2002;82: 423–431.
 10. Sakaguchi A, Yamamoto M., Hoshi M, Imanaka T, Apsalnikov KN, Gusev BI. Radiological situation in the vicinity of Semipalatinsk Nuclear Test Site: Dolon, Mostik, Cheremushka and Budene settlements. *Journal of Radiation Research*. 2006;47(Suppl.): A101–A116.
 11. Straume T, Anspaugh LR, Marchetti AA, Voigt G, Minenko V, Gu F, et al. Measurement of ^{129}I and ^{137}Cs in soils from Belarus and reconstruction of ^{131}I deposition from the Chernobyl accident. *Health Physics*. 2006;91(1): 7–19.
 12. Kashparov V, Levchuk S, Zhurba M, Protsak V, Khomutinin Yu, Beresford NA, et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data*. 2018;10: 339–353.
 13. Panitskiy A, Syssoeva Y, Baigazy S, Kunduzbayeva A, Kenzhina L, Polivkina Y, et al. Vertical distribution of radionuclides in soil at the Semipalatinsk Test Site beyond its test locations. *PLoS ONE*. 2023;18(1): 0278581.
 14. Duc HH, Cuong PV, Loat BV, Anh LT, Minh ND, Khiem LH. Correlation between ^{137}Cs and ^{40}K concentration in soil and tea tree in Luong My Farm, Hoa Binh Province, Vietnam. *Communications in Physics*. 2019;29(4): 527–539.
 15. Zhang XC, Polyakov VO, Liu BY, Nearing MA. Quantifying geostatistical properties of ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ at small scales for improving sampling design and soil erosion estimation. *Geoderma*. 2019;334: 155–164.
 16. International Atomic Energy Agency. Soil sampling for environmental contaminants. IAEA-TECDOC-1415. IAEA, Vienna, Austria, 2004.
 17. Ramzaev VP, Repin VS. Radioactive glassy inclusions in the soil sampled at the «Taiga» peaceful underground nuclear explosions site (the Perm region, Russia). *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2024;17(2): 148–159.
- (или даже необходимым) при изучении форм нахождения радионуклидов в почве, при изучении их биологической подвижности в системе почва–растительность и при проведении радиохимических исследований.
- Полученные результаты следует учитывать при разработке методических указаний по организации радиационного контроля в местах проведения МЯВ.
- ### Сведения о личном вкладе авторов
- В.П. Рамзаев – концептуализация, отбор проб на объекте «Тайга», измерения, написание рукописи.
В.С. Репин – концептуализация, отбор проб на объекте «Тайга», редактирование рукописи.
- ### Благодарности
- Авторы благодарят двух анонимных рецензентов за конструктивные комментарии, которые позволили улучшить качество рукописи.
- ### Информация о конфликте интересов
- У авторов нет конфликта интересов, которые следует раскрывать.
- ### Сведения об источнике финансирования
- Работа выполнена в рамках отраслевой программы Роспотребнадзора на 2021–2025 гг. «Научное обоснование национальной системы обеспечения санитарно-эпидемиологического благополучия, управления рисками здоровью и повышения качества жизни населения России» по теме: «Совершенствование и развитие методов мониторинга объектов окружающей среды в районах проведения мирных ядерных взрывов. Радиационно-гигиеническая характеристика источников питьевого водоснабжения».
- ### Литература
1. Gedeonov A.D., Petrov E.R., Alexeev V.G. et al. Residual radioactive contamination at the peaceful underground nuclear explosion sites «Craton-3» and «Crystal» in the Republic of Sakha (Yakutia) // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002. Vol. 60. P. 221–234.
 2. Gedeonov A.D., Petrov E.R., Savopulo M.I., Shkroev V.Y. Plutonium-239, 240, plutonium-238 and γ -emitting radionuclides in environmental samples near peaceful underground nuclear explosion site «Taiga» (European North-East Russia). In: Borretzen P., Jolle T., Strand P. (Eds.). Proceedings from the International Conference on Radioactivity in the Environment, 1–5 September, 2002, Monaco.
 3. Лурье А.А. Радиоэкологическое исследование последствий подземных ядерных взрывов с выбросом грунта на севере Пермской области. Часть 1. Радионуклидное загрязнение местности (почва, вода, донные отложения) // *АНРИ*. 2002. № 2. С. 21–30.
 4. Ramzaev V., Mishine A., Golikov V. et al. Surface ground contamination and soil vertical distribution of ^{137}Cs around two underground nuclear explosion sites in the Asian Arctic, Russia // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2007. Vol. 92. P. 123–143.
 5. Ramzaev V., Repin V., Medvedev A. et al. Radiological investigations at the «Taiga» nuclear explosion site, part II: man-made γ -ray emitting radionuclides in the ground and the resultant kerma rate in air // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2012. Vol. 109. P. 1–12.
 6. Цветнова О.Б., Александров М.Н., Щеглов А.И. Современная радиэкологическая обстановка на территории объекта «Глобус-1» // *Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение*. 2013. № 2. С. 11–16.

18. Peaceful Nuclear Explosions: Guarantees of General and Radiation Safety / Ed. Prof. Logachev V.A. Moscow, Izd.AT; 2001. 519 p. Available from: http://elib.biblioatom.ru/text/mirnye-yadernye-vzryvy_2001 (Accessed 12.10.2023). (In Russian).
19. Boiling Point of the elements. Available from: <https://periodictable.com/Properties/A/BoilingPoint.al.html> (Accessed: 02.12.2023).
20. Doran H.R., Cresswell A.J., Sanderson D.C.W., Falcone G. Nuclear data evaluation for decay heat analysis of spent nuclear fuel over 1–100 k year timescale. *European Physical Journal Plus*. 2022;137: 665.
21. Cao Y., Zhou L., Ren H., Zou H. Determination, separation and application of ^{137}Cs : a review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2022;19: 10183.
7. Чевычелов А.П., Собакин П.И. Миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове объекта аварийного подземного ядерного взрыва «Кратон-3» // Сибирский лесной журнал. 2017. № 6. С. 64–75.
8. Lukashenko S., Kabdyrakova A., Lind O.C. et al. Radioactive particles released from different sources in the Semipalatinsk Test Site // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020. Vol. 216. P. 106160.
9. Mabit L., Bernard C., Laverdière M.R. Quantification of soil redistribution and sediment budget in a Canadian watershed from fallout caesium-137 (^{137}Cs) data // *Canadian Journal of Soil Science*. 2002. Vol. 82. P. 423–431.
10. Sakaguchi A., Yamamoto M., Hoshi M. et al. Radiological situation in the vicinity of Semipalatinsk Nuclear Test Site: Dolon, Mostik, Cheremushka and Budene settlements // *Journal of Radiation Research*. 2006. Vol. 47, Suppl. P. A101–A116.
11. Straume T., Anspaugh L.R., Marchetti A.A. et al. Measurement of ^{129}I and ^{137}Cs in soils from Belarus and reconstruction of ^{131}I deposition from the Chernobyl accident // *Health Physics*. 2006. Vol. 91, No. 1. P. 7–19.
12. Kashparov V., Levchuk S., Zhurba M. et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone // *Earth System Science Data*. 2018. Vol. 10. P. 339–353.
13. Panitskiy A., Syssoeva Y., Baigazy S. et al. Vertical distribution of radionuclides in soil at the Semipalatinsk Test Site beyond its test locations // *PLoS ONE*. 2023. Vol. 18, No. 1. P. e0278581.
14. Duc H.H., Cuong P.V., Loat B.V. et al. Correlation between ^{137}Cs and ^{40}K concentration in soil and tea tree in Luong My Farm, Hoa Binh Province, Vietnam // *Communications in Physics*. 2019. Vol. 29, No. 4. P. 527–539.
15. Zhang X.C., Polyakov V.O., Liu B.Y., Nearing M.A. Quantifying geostatistical properties of ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ at small scales for improving sampling design and soil erosion estimation // *Geoderma*. 2019. Vol. 334. P. 155–164.
16. International Atomic Energy Agency. Soil sampling for environmental contaminants. IAEA-TECDOC-1415. IAEA, Vienna, Austria, 2004.
17. Рамзаев В.П., Репин В.С. Радиоактивные стекловидные включения в почве, отобранной на месте проведения мирных подземных ядерных взрывов проекта «Тайга», Пермский край, Россия // *Радиационная гигиена*. 2024. 2013. Т. 17, № 2. С. 148–159.
18. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Колл. авторов под рук. проф. В.А. Логачева. М.: Изд.АТ, 2001. 519 с. URL: http://elib.biblioatom.ru/text/mirnye-yadernye-vzryvy_2001 (Дата обращения: 12.10.2023).
19. Boiling Point of the elements. URL: <https://periodictable.com/Properties/A/BoilingPoint.al.html> (Дата обращения: 02.12.2023).
20. Doran H.R., Cresswell A.J., Sanderson D.C.W., Falcone G. Nuclear data evaluation for decay heat analysis of spent nuclear fuel over 1–100 k year timescale // *European Physical Journal Plus*. 2022. Vol. 137. P. 665.
21. Cao Y., Zhou L., Ren H., Zou H. Determination, separation and application of ^{137}Cs : a review // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2022. Vol. 19. P. 10183.

Received: March 1, 2024

Поступила: 01.03.2024

For correspondence: Valery P. Ramzaev – Candidate of Medical Sciences, Leading Researcher, External Exposure Laboratory, 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 (Mira Str., 8, Saint Petersburg, 197101, Russia; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru)

Viktor S. Repin – Doctor of Biological Sciences, Head of Ecology 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

For citation: Ramzaev V.P., Repin V.S. Activity concentrations of ^{60}Co , ^{137}Cs and ^{241}Am in sieved soil and soil inclusions from the «Taiga» peaceful nuclear explosions site. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2024. Vol. 17, No 3. P. 79–92. DOI: 10.21514/1998-426X-2024-17-3-79-92.

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, Санкт-Петербург, Россия. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Репин Виктор Степанович – доктор биологических наук, главный научный сотрудник, заведующий лабораторией экологии 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., Репин В.С. Удельная активность ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{241}Am в просеянной почве и почвенных включениях с места проведения мирных ядерных взрывов «Тайга» // *Радиационная гигиена*. 2024. Т. 17, № 3. С. 79–92. DOI: 10.21514/1998-426X-2024-17-3-79-92.