

Fukushima fallout in Sakhalin Region, Russia, part 2: ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs in grassland vegetation

Valery P. Ramzaev, Anatoly N. Barkovsky, Alexey V. Gromov, Sergey A. Ivanov, Marina V. Kaduka

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

*Samples of vegetation (vascular plants) were collected at 14 grasslands on Kunashir, Iturup, Urup and Paramushir Islands in August–September 2012. All surveyed grasslands were virgin lands with respect to Fukushima fallout. Four plots were used as pastures for cattle in 2012. About 1 kg of green vegetation (mixed grass-forb crop) was taken from each of 13 plots. Seven samples of wormwood (*Artemisia* sp.) and three samples of Kuril dwarf bamboo (*Sasa* sp.) of the same mass were collected for comparison. A density of the above ground biomass was estimated at one of the plots. Activities of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs radionuclides were determined by direct γ -ray spectrometry method using HP-germanium detectors. Inventories of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in the top 20 cm layer of soil were estimated by the authors earlier for each of these 14 plots based of the soil samples analysis. Caesium-134, a marker of Fukushima fallout, was determined in 18 of 24 vegetation samples. Caesium-137 activity was quantified in all of 24 samples. The activity concentration of the radionuclides in plants (wet weight) ranged from $<0.05 \text{ Bq kg}^{-1}$ to 1.6 Bq kg^{-1} for ¹³⁴Cs and from 0.06 Bq kg^{-1} to 5.8 Bq kg^{-1} for ¹³⁷Cs. About 2/5 (median = 41%, $n = 18$) of the total activity of ¹³⁷Cs in plants was associated with the Fukushima accident. The soil-to-plant aggregated transfer coefficient (T_{ag}) values in mixed grass-forb crop ranged from $<0.2 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ to $11 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ for ¹³⁴Cs and from $0.08 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ to $3.3 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ for ¹³⁷Cs. The T_{ag} values for ¹³⁴Cs were statistically significantly higher compared to the T_{ag} values for ¹³⁷Cs. The median T_{ag} for ¹³⁴Cs in mixed grass-forb crop decreased in the 2011–2012 period by a factor of about two: from $12 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ to $6.6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. The ecological half-time, T_{eco} , of ¹³⁴Cs in the plants was approximately one year. In 2011–2012, the median T_{ag} for pre-Fukushima ¹³⁷Cs in mixed grass-forb crop was estimated as $0.12 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. This value is lower by a factor of 100 and 50 compared to the median values of T_{ag} that were deduced for Fukushima-derived radiocaesium in 2011 and 2012, respectively. The radiocaesium T_{ag} values for *Sasa* sp. and *Artemisia* sp. agreed with those for mixed grass-forb crop. At grasslands with the aboveground biomass density of 1 kg m^{-2} and the T_{ag} of $6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ for ¹³⁴Cs, the contribution of the vegetation contamination to total inventory of the radionuclide did not exceed 1%. For ¹³⁷Cs, this contribution was less than 0.1%.*

Key words: Fukushima accident, global fallout, Sakhalin Region, Kuril Islands, grassland, vegetation, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, aggregated transfer coefficient, T_{ag} .

Фукусимские выпадения в Сахалинской области России, сообщение 2: ¹³⁷Cs и ¹³⁴Cs в луговых растениях

В.П. Рамзаев, А.Н. Барковский, А.В. Громов, С.А. Иванов, М.В. Кадука

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

*Образцы растительности (сосудистые растения) были собраны в августе – сентябре 2012 г. на 14 лугах островов Кунашир, Итуруп, Уруп и Парамушир. Все обследованные луга представляли собой целинные участки в отношении фукусимских выпадений. Четыре участка использовались в качестве пастбищ для крупного рогатого скота. Около 1 кг зеленой растительности (смешанные травяные сообщества) было отобрано с каждого из 13 участков. Для сравнения на 7 участках были отобраны пробы полыни (*Artemisia* sp.) и на 3 участках – пробы курильского карликового бамбука (*Sasa* sp.) той же массы. На одном из участков была определена плотность надземной биомассы. Активность радионуклидов ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs определяли методом прямой γ -спектроскопии с использованием детекторов из особо чистого германия. Запасы ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs в верхнем 20-сантиметровом слое почвы для каждого из этих 14 участков были оценены авторами ранее на основе анализа проб почвы. Цезий-134, маркер фукусимских выпадений,*

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

был выявлен в 18 из 24 образцов растительности. Активность ^{137}Cs была количественно определена во всех пробах. Удельная активность радионуклидов в растениях (по влажному весу) варьировала от $<0,05 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ до $1,6 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ для ^{134}Cs и от $0,06 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ до $5,8 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ для ^{137}Cs . Около 2/5 (медиана=41%, $n=18$) от общей активности ^{137}Cs в растениях было связано с Фукусимской аварией. Значения агрегированного коэффициента переноса почва – растение (T_{ag}) в смешанных травяных сообществах (исключая *Artemisia sp.* и *Sasa sp.*) варьировали от $<0,2 \times 10^{-3}$ до $11 \times 10^{-3} \text{ м}^2\cdot\text{кг}^{-1}$ для ^{134}Cs и от $0,08 \times 10^{-3}$ до $3,3 \times 10^{-3} \text{ м}^2\cdot\text{кг}^{-1}$ для ^{137}Cs . Значения T_{ag} для ^{134}Cs были статистически значимо большими по сравнению со значениями T_{ag} для ^{137}Cs . Медианное значение T_{ag} для ^{134}Cs в травяных сообществах снизилось в период 2011–2012 гг. в 2 раза: с $12 \times 10^{-3} \text{ м}^2\cdot\text{кг}^{-1}$ до $6,6 \times 10^{-3} \text{ м}^2\cdot\text{кг}^{-1}$. Период экологического полужизнения (T_{eco}) для «нового» радиоцезия фукусимского происхождения был равен 1 году. Медианное значение T_{ag} для дофукусимского ^{137}Cs в травяных сообществах оценивается величиной $0,12 \times 10^{-3} \text{ м}^2\cdot\text{кг}^{-1}$. Эта цифра примерно в 100 и 50 раз меньше по сравнению с медианными значениями T_{ag} , оцененными для фукусимского радиоцезия в 2011 г. и 2012 г. соответственно. Значения T_{ag} для радиоцезия в *Sasa sp.* и *Artemisia sp.* были близки к таковым в смешанных травяных сообществах. На лугах с плотностью надземной биомассы $1 \text{ кг}\cdot\text{м}^{-2}$ и T_{ag} , равном $6 \times 10^{-3} \text{ м}^2\cdot\text{кг}^{-1}$ для ^{134}Cs , вклад загрязнения растительности в общий запас радионуклида не превышал 1%. Для ^{137}Cs данный вклад составлял менее 0,1%.

Ключевые слова: Фукусимская авария, глобальные выпадения, Сахалинская область, Курильские острова, дуга, растительность, ^{134}Cs , ^{137}Cs , агрегированный коэффициент переноса, T_{ag} .

Introduction

Vegetation cover is the first barrier interacting with radionuclides which deposited from the atmosphere on the ground surface. The proportion of radioactivity initially retained by the above-ground biomass (so called interception fraction, f) may vary widely, depending on vegetation species, biomass density, habitat and weather conditions [1–4]. For example, in intensively exploited pastures with low biomass density, the interception in grasses is less than 5%, while it can reach almost 100% in dense coniferous forests and in thick lichen mats [5]. The proportion of radioactivity associated with the aerially contaminated parts and organs of plants declines with time due to weathering (e.g., the loss of radioactive material from leaf surfaces) and radionuclide translocation to those plant parts and organs that were not contaminated directly by the atmospheric deposition [2, 3]. In parallel to the cleaning and diluting processes, a secondary contamination of plants occurs due to resuspension (wind erosion and rain splash) of contaminated particles deposited on the soil surface and due to the soil-to-plant transfer of radionuclides via root uptake [2, 3]. To quantify this complex interaction between fallout radionuclides and plants, the concept of the aggregated transfer coefficient, T_{ag} , is used widely (e.g., [5, 6]). The T_{ag} ($\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$) is defined as the ratio of radionuclide activity concentration in plant (Bq kg^{-1}) to the radionuclide inventory (the total radionuclide activity per unit area) in soil (Bq m^{-2}). As a rule, a value of T_{ag} declines in the course of time and its dynamics can be reasonably described by single- or double-exponential models [7, 8]. Such models can be used for: 1) evaluation of current radiation exposure from fallout when direct measurement data are scarce or not available, and 2) prediction of possible radiation doses to humans in the case of accidental radioactive contamination of the environment in the future [5, 7].

From a radiological point of view, accumulation of radionuclides in vascular plants growing in grasslands (pastures and lawns) is important because such plants are the starting point for the transfer of radionuclides from the environment to human in the food chain: grass–cow–milk–man [8, 9]. In turn, cow milk is a major component of the human diet in many countries, including Russia [10]. After the Chernobyl accident, the processes of radionuclides

Введение

Растительный покров – это первый барьер, взаимодействующий с радионуклидами, выпадающими из атмосферы на поверхности земли. Доля радиоактивности, первоначально улавливаемой наземной биомассой (так называемая фракция перехвата, f), может сильно варьировать в зависимости от видов растительности, плотности биомассы, среды обитания и погодных условий [1–4]. Например, на интенсивно эксплуатируемых пастбищах с низкой плотностью биомассы перехват в травах составляет менее 5%, тогда как он может достигать почти 100% в густых хвойных лесах и в плотных лишайниках [5]. Со временем доля радиоактивности, связанной с воздушно-загрязненными частями и органами растений, снижается из-за выветривания и вымывания радиоактивного материала с их поверхности, а также переноса радионуклидов в те части и органы растений, которые не были непосредственно загрязнены атмосферными осадками [2, 3]. Параллельно с процессами очистки и разбавления происходит вторичное загрязнение растений из-за ресуспензирования (ветровой эрозии и дождевого всплеска) загрязненных частиц, осажденных на поверхность почвы, и из-за переноса радионуклидов из почвы в растения посредством корневого поступления [2, 3]. Для количественного определения этого сложного взаимодействия между радионуклидами и растениями широко используется агрегированный коэффициент переноса (T_{ag}) (см. например, [5, 6]). T_{ag} ($\text{м}^2 \text{ кг}^{-1}$) определяется как отношение удельной активности радионуклидов в растении (Бк кг^{-1}) к запасу радионуклидов (общая активность радионуклидов на единицу площади) в почве (Бк м^{-2}). Как правило, значение T_{ag} снижается с течением времени, и его динамика может быть разумно описана одно- или двухэкспоненциальными моделями [7, 8]. Такие модели являются полезными инструментами для: 1) оценки текущего воздействия радионуклидов в тех условиях, когда данные прямых измерений недоступны или ограничены; 2) прогнозирования возможных доз облучения населения в случае аварийного радиоактивного загрязнения окружающей среды в будущем [5, 7].

С радиационно-гигиенической точки зрения, накопление радионуклидов в растениях, растущих на лугах и пастбищах, представляет большой интерес,

accumulation in vegetation at grasslands in the European part of Russia were studied intensively and the T_{ag} values were well documented (e.g. [8, 11, 12]). The Asian part of Russia, where Chernobyl fallout was negligible [13], received less attention from researchers. However useful information related to the region specific accumulation of technogenic radionuclides in grassland vegetation has been obtained for certain sites of radioactive contamination, including the territories adjacent to the Mayak Production Association in the Eastern Urals [9, 14] and locations of the peaceful underground nuclear explosions in Yakutia (for a brief review see [15]).

The 2011 accident at the Fukushima Daiichi nuclear power plant [16–18] resulted in additional radioactive fallout in the territory of Russia, specifically, in its Far-Eastern regions [19]. Although the levels of the Fukushima fallout were comparatively low ($<0.4 \text{ kBq m}^{-2}$ for the ^{134}Cs radionuclide [20–22]), caesium radionuclides (^{137}Cs and ^{134}Cs) were determined in samples of soil, vascular plants, lichens, cow milk and wild mushrooms collected by the Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, RIRH, and the local branch of Rospotrebnadzor in the Sakhalin region during the first year after the accident [23]. The simultaneous sampling of soil and plants in the same grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands allowed RIRH [20] to evaluate soil-to-plant T_{ag} values for ^{137}Cs and ^{134}Cs six–seven months after the fallout. RIRH continued the studies of the plant contamination in the Sakhalin region in 2012 with two main objectives: 1) to estimate soil-to-plant T_{ag} values for Fukushima derived and pre-Fukushima radiocaesium in the second growing season after the fallout, and 2) to evaluate the depuration rate for Fukushima derived radiocaesium in plants in the studied period of 2011–2012. This paper is focused on these two issues. It also summarizes all measurement data obtained by RIRH in 2011–2012 on the grassland vegetation contamination by ^{137}Cs and ^{134}Cs . Analysis of data on the radioactive contamination of soils at the grasslands in the Sakhalin region is presented in the first part of the study [21].

поскольку такие растения являются отправной точкой переноса радионуклидов в пищевой цепи: трава – корова – молоко – человек [8, 9]. В свою очередь, коровье молоко является основным компонентом рациона человека во многих странах, включая Россию [10]. После аварии на Чернобыльской АЭС процессы накопления радионуклидов в растительности на лугах в европейской части России интенсивно изучались, а значения T_{ag} были хорошо обоснованы экспериментальными данными (например, [8, 11, 12]). Азиатская часть России, где чернобыльские выпадения были незначительными [13], привлекла к себе меньшее внимание со стороны исследователей. Однако и здесь полезная информация, касающаяся региональных особенностей накопления техногенных радионуклидов в луговой растительности, была получена для определенных зон радиоактивного загрязнения, включая территорию, прилегающую к производственному объединению «Маяк» на Восточном Урале [9, 14], и места проведения мирных подземных ядерных взрывов в Якутии (для краткого обзора см. [15]).

Авария на атомной электростанции «Фукусима-1» в 2011 г. [16–18] привела к дополнительным радиоактивным выпадениям на территории России, в частности в ее дальневосточных регионах [19]. Хотя уровни фукусимских выпадений были сравнительно небольшими ($<0,4 \text{ kBq m}^{-2}$ для ^{134}Cs [20–22]), радионуклиды цезия (^{137}Cs и ^{134}Cs) были идентифицированы в образцах почвы, сосудистых растений, лишайников, коровьего молока и дикорастущих грибов, собранных специалистами Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева (НИИРГ) и сотрудниками Роспотребнадзора в Сахалинской области в первый год после аварии [23]. Одновременный отбор проб почвы и растений на лугах островов Сахалин, Кунашир и Шикотан позволил специалистам НИИРГ [20] оценить значения T_{ag} для ^{137}Cs и ^{134}Cs через 6–7 месяцев после первоначальных выпадений. Специалисты НИИРГ

Table 1

Activity concentrations of caesium radionuclides in vegetation, the radionuclides inventory in soil, contribution of Fukushima derived ^{137}Cs to total ^{137}Cs and aggregated soil-to-plant transfer coefficient (T_{ag}) for ^{134}Cs and total ^{137}Cs in individual samples obtained from grassland plots on the Kunashir, Iturup, Urup and Paramushir islands in autumn 2012

[Таблица 1

Удельная активность радионуклидов цезия в растительности (на влажный вес), запас радионуклидов в почве, вклад фукусимского ^{137}Cs в общую активность ^{137}Cs и агрегированный коэффициент переноса (T_{ag}) почва – растение для ^{134}Cs и общего ^{137}Cs в отдельных пробах, отобранных на лугах островов Кунашир, Итуруп, Уруп и Парамушир осенью 2012 г.]

Plot code* [Код участка*]	Date [Дата отбора]	Activity concentration in plants (Bq kg^{-1} , w.w.)** [Удельная активность в растениях (Бк кг^{-1} , в.в.)**]		Inventory in soil (Bq m^{-2}) [Запас в почве (Бк м^{-2})]		Contribution of Fukushima ^{137}Cs to total ^{137}Cs (%) [Вклад фукусимского ^{137}Cs в общий ^{137}Cs (%)]		T_{ag} ($\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$, $n \times 10^{-3}$)	
		^{134}Cs	^{137}Cs	^{134}Cs	^{137}Cs	Plants	Soil	^{134}Cs	^{137}Cs
<i>Mixed grass-forb crop</i> [Смешанные травяные сообщества]									
Kun-A***	25 Sep.	0.28 (12)	3.64 (1.8)	63	1640	12	6.7	4.4	2.2
Kun-B***	25 Sep.	0.13 (24)	1.09 (3.9)	59	2320	19	4.1	2.2	0.47
Kun-3***	24 Sep.	0.61 (7.5)	3.02 (2.5)	55	2820	33	3.2	11	1.1
Kun-4	24 Sep.	0.61 (8.6)	3.40 (2.6)	70	1020	29	11	8.7	3.3
Itu-1	19 Sep.	0.16 (22)	0.65 (6.8)	59	3280	40	2.8	2.7	0.20

Table 1
Окончание таблицы 1

Plot code* [Код участка*]	Date [Дата отбора]	Activity concentration in plants (Bq kg ⁻¹ , w.w.)** [Удельная активность в растениях (Бк кг ⁻¹ , в.в.)**]		Inventory in soil (Bq m ⁻²) [Запас в почве (Бк м ⁻²)]		Contribution of Fukushima ¹³⁷ Cs to total ¹³⁷ Cs (%) [Вклад фукусимского ¹³⁷ Cs в общий ¹³⁷ Cs (%)]		T _{ag} (m ² kg ⁻¹ , n × 10 ⁻³)	
		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	Plants	Soil	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
Itu-2	19 Sep.	0.15 (14)	0.84 (5.1)	62	3120	29	3.3	2.4	0.27
Itu-3***	18 Sep.	<0.05	0.12 (19)	18	1430	-	2.0	<2.8	0.08
Itu-4	18 Sep.	0.19 (12)	0.71 (4.3)	17	1240	43	2.2	11	0.57
Itu-5	20 Sep.	<0.05	0.21 (12)	7.8	1950	-	0.6	<6.4	0.11
Itu-6	20 Sep.	0.16 (21)	1.64 (3.5)	18	2120	16	1.4	8.9	0.77
Uru-1	28 Aug.	<0.05	0.062 (32)	211	551	-	61	<0.2	0.11
Uru-2	28 Aug.	<0.06	0.063 (48)	185	525	-	56	<0.3	0.12
Par-2	03 Sep.	<0.06	0.057 (49)	12	220	-	9.1	<4.2	0.26
<i>Sasa sp.</i>									
Kun-4	24 Sep.	0.48 (12)	5.82 (2.0)	70	1020	13	11	6.9	5.7
Itu-1	19 Sep.	0.31 (16)	0.71 (7.2)	59	3280	70	2.8	5.3	0.22
Itu-2	19 Sep.	0.31 (18)	1.22 (5.4)	62	3120	41	3.3	5.0	0.39
<i>Artemisia sp.</i>									
Kun-4	24 Sep.	0.51 (9.8)	2.20 (2.6)	70	1020	37	11	7.3	2.2
Itu-1	19 Sep.	0.12 (32)	0.42 (7.9)	59	3280	46	2.8	2.0	0.13
Itu-2	19 Sep.	0.24 (19)	0.80 (5.4)	62	3120	48	3.3	3.9	0.26
Itu-4	18 Sep.	0.10 (25)	0.27 (4.3)	17	1240	60	2.2	5.8	0.22
Uru-1	28 Aug.	0.21 (19)	0.40 (7.0)	211	551	83	61	1.0	0.73
Uru-2	28 Aug.	1.61 (2.8)	2.64 (1.8)	185	525	96	56	8.7	5.0
Par-1	03 Sep.	<0.05	0.56 (7.8)	4.3	3510	-	0.2	<12	0.16
<i>All vascular plants from an area of 1 m²</i> [Все сосудистые растения с площади 1 м ²]									
Itu-1	19 Sep.	1.02 (5.6)	1.79 (2.9)	59	3280	92	2.8	17	0.55

* – the code starting with “Kun”, “Itu”, “Uru” or “Par” means that the plot is located on Kunashir, Iturup, Urup or Paramushir, respectively. For the plots description, see Table 1 in [21].

** – counting error is given in brackets in percent (%) at one sigma level. The activity concentrations in plants, inventories in soil and T_{ag} values are given on the date of sampling.

*** – the plot is used as a pasture.

[* – код, начинающийся с «Kun», «Itu», «Uru» или «Par», означает, что участок расположен на Кунашире, Итурупе, Урупе или Парамушире соответственно. Описание участков приведено в таблице 1 в [21].

** – ошибка вычисления площади фотопика указана в скобках в процентах (%) на уровне одной сигмы. Удельная активность в растениях, запасы в почве и значения T_{ag} приведены на дату отбора проб.

*** – участок используется для выпаса скота.]

Material and methods

Samples of vegetation (vascular plants) were collected in August–September 2012 at 14 grasslands on four Kuril Islands: Kunashir, Iturup, Urup and Paramushir (see Fig. 1 in [21]). The geographic coordinates and brief description of the plots surveyed can be found in Table 1 in [21]. All surveyed grasslands were virgin lands with respect to Fukushima fallout. Four plots (Table 1) were used as pastures for cattle in 2012. Inventories of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in the top 20 cm layer of soil were determined for each of these 14 plots based of the soil samples analysis [21].

продолжили изучение луговых растений в Сахалинской области в 2012 г. с двумя основными целями: 1) определить значения T_{ag} для фукусимского и дофукусимского радиоцезия во второй вегетационный период после выпадений; 2) оценить скорость очищения растений от радионуклидов цезия в исследуемый период 2011–2012 гг.

Настоящее сообщение посвящено результатам исследований по двум обозначенным выше направлениям.

Мы также приводим сводку всех результатов измерений, проведенных специалистами НИИРГ в 2011–2012 гг. с целью изучения загрязнения луговой растительности

Green vegetation (mixed grass-forb crop, GFC [20], excluding wormwood and bamboo) was collected at 13 of 14 plots (totally 13 samples, about 1 kg each). Additionally, seven samples of wormwood (*Artemisia* sp.) and three samples of Kuril dwarf bamboo (*Sasa* sp.) were collected for comparison. The plants were cut with scissors at a height about 3–5 cm from the ground. This sampling height modeled the height of grass usually eaten by cows [24].

We determined the aboveground biomass density on Iturup at plot Itu-1 where green vegetation was very rich. The plot was not used for livestock grazing. All vascular plants (including live and dry vegetation) were cut from an area of 1 m². The sample mass was 2.1 kg (wet weight, w.w.).

The vegetation samples were dried and ashed at a temperature below 450 °C to reduce the sample volume. The processed specimens were packed into the metal 250 cm³ or plastic 80 cm³ containers. Activities of caesium radionuclides were determined by direct γ -ray spectrometry method using two HP-germanium detectors and multichannel analyzers [20, 21]. The duration of counting varied from 60000 s to 240000 s. The detection limits ranged from 0.05 to 0.06 Bq kg⁻¹ (w.w.). The activity data were decay corrected to the date of sampling using half-life values of 2.062 y for ¹³⁴Cs and 30.0 y for ¹³⁷Cs [25]. Details of the calibration and measurement procedure can be found in [20, 21].

The ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs activities ratio in Fukushima fallout in the Sakhalin region was assumed to be 1.0 (as of 15 March 2011) [21, 26]. This value was used to calculate the contribution of Fukushima-borne ¹³⁷Cs to total ¹³⁷Cs in samples.

Statistical analysis included calculation of mean, median and standard deviation for the radionuclides activity concentration, contribution of Fukushima-borne ¹³⁷Cs to total ¹³⁷Cs, radionuclides inventory in soil, and T_{ag}. Correlations between the variables were estimated using Spearman's rank order correlation coefficient, R_{sp}. Statistical significance of differences between groups was checked using the non-parametric Mann–Whitney U test (non-paired samples) and sign test (paired samples). P-values of <0.05 were considered significant for the analysis.

Results and discussion

Activity concentrations of ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs (w.w.) for individual samples and summary statistics for three groups of plants (GFC, *Sasa* sp. and *Artemisia* sp.) are presented in Table 1 and Table 2, respectively. Table 2 also contains results of the statistical analysis based on the 2011 data obtained from Tables 2 and 3 in [20].

Caesium-134, a marker of Fukushima fallout, was estimated in 18 of 24 vegetation samples collected on Kunashir, Iturup, Urup and Paramushir Islands in August–September 2012. Caesium-137 activity was quantified in all of these samples. The activity concentration of radionuclides in plants ranged from <0.05 Bq kg⁻¹ to 1.6 Bq kg⁻¹ for ¹³⁴Cs and from 0.06 Bq kg⁻¹ to 5.8 Bq kg⁻¹ for ¹³⁷Cs. About 2/5 of the total activity of ¹³⁷Cs in plants was associated with the Fukushima accident.

Caesium-134 was determined in eight of the total 13 GFC samples collected in 2012 (Table 1). Activity concentration of the radionuclide varied from <0.05 Bq kg⁻¹ to 0.61 Bq kg⁻¹. Caesium-137 was quantified in all samples of GFC; the activity concentration ranged from 0.06 Bq kg⁻¹ to 3.64 Bq kg⁻¹. About

радионуклидами ¹³⁷Cs и ¹³⁴Cs. Анализ данных о радиоактивном загрязнении почв на лугах Сахалинской области представлен в первом сообщении [21].

Материалы и методы

Образцы растительности были собраны в августе – сентябре 2012 г. на 14 лугах четырех Курильских островов: Кунашир, Итуруп, Уруп и Парамушир (см. рис. 1 в [21]). Географические координаты и краткое описание обследованных участков приведены в таблице 1 в [21]. Все обследованные луга представляли собой целинные участки в отношении фукусимских выпадений. Четыре участка использовались в качестве пастбищ для крупного рогатого скота (табл. 1). Запасы ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs в верхнем 20-сантиметровом слое почвы были определены для каждого из этих 14 участков на основе анализа образцов грунта [21].

Пробы зеленой растительности (смешанные травяные сообщества [20], исключая полынь и бамбук) были отобраны на 13 из 14 участков (всего 13 образцов массой 1 кг каждый на влажный вес (в.в.)). Кроме того, для сравнения на 7 участках были собраны пробы полыни (*Artemisia* sp.) и на 3 участках – пробы курильского карликового бамбука (*Sasa* sp.). Растения были срезаны ножницами на высоте около 3–5 см от земли. Такая высота пробоотбора моделировала высоту травы, обычно поедаемой коровами [24].

Мы определили плотность надземной биомассы на Итурупе на участке Itu-1, полностью покрытом обильной растительностью. Участок не использовался для выпаса скота. С площади 1 м² были срезаны все растения, включая живые и сухие. Масса образца составила 2,1 кг (в.в.).

Образцы растительности высушивали и озоляли при температуре ниже 450 °C для уменьшения объема пробы. Обработанные образцы были упакованы в металлические контейнеры объемом 250 см³ или пластиковые контейнеры объемом 80 см³. Активность радионуклидов цезия определяли методом прямой γ -спектроскопии с использованием двух детекторов из особо чистого германия и многоканальных анализаторов [20, 21].

Продолжительность измерения одной пробы находилась в пределах 60 000–240 000 с. Предел детектирования радионуклидов варьировал от 0,05 до 0,06 Бк кг⁻¹ (в.в.). Активность была скорректирована на дату отбора образцов с использованием значений периода полураспада 2,062 г для ¹³⁴Cs и 30,0 г для ¹³⁷Cs [25]. Подробная информация о процедуре калибровки и измерений приведена в [20, 21].

Соотношение активностей ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs в фукусимских выпадениях в Сахалинской области предполагалось равным 1,0 (по состоянию на 15 марта 2011 г.) [21, 26]. Это значение было использовано для расчета вклада фукусимского ¹³⁷Cs в общую активность ¹³⁷Cs в образцах.

Статистический анализ включал расчет средней, медианы и стандартного отклонения для удельной активности радионуклидов, вклада фукусимского ¹³⁷Cs в общую активность ¹³⁷Cs, запаса радионуклидов в почве и T_{ag}. Корреляции между переменными оценивали с использованием рангового коэффициента Спирмена (R_{sp}). Статистическую значимость различий между группами проверяли с использованием непараметрического U-теста Манна – Уитни (независимые выборки) и критерия знаков (парные образцы). Величина P<0,05 считалась значимой для анализа различий.

Table 2

Summary statistics on activity concentrations of caesium radionuclides in vegetation (wet weight), the radionuclides inventory in soil, contribution of Fukushima derived ¹³⁷Cs to total ¹³⁷Cs and aggregated soil-to-plant transfer coefficient (T_{ag}) for ¹³⁴Cs and total ¹³⁷Cs in samples obtained from grassland plots on the Sakhalin, Kunashir and Shikotan islands in September–October 2011 and on the Kunashir, Iturup, Urup and Paramushir islands in August–September 2012

[Таблица 2

Сводные статистические данные об удельной активности радионуклидов цезия в растительности (на влажный вес), запасах радионуклидов в почве, вкладе фукусимского ¹³⁷Cs в общий ¹³⁷Cs и агрегированном коэффициенте переноса из почвы в растение (T_{ag}) для ¹³⁴Cs и общего ¹³⁷Cs в пробах, отобранных на лугах островов Сахалин, Кунашир и Шикотан в сентябре – октябре 2011 г., а также островов Кунашир, Итуруп, Уруп и Парамушир в августе – сентябре 2012 г.]

Parameter [Параметр]	Activity concentration in plants (Bq kg ⁻¹ , w.w.) [Удельная активность в растениях (Бк кг ⁻¹ , в.в.)]		Inventory in soil (Bq m ⁻²) [Запас в почве (Бк м ⁻²)]		Contribution of Fukushima ¹³⁷ Cs to total ¹³⁷ Cs (%) [Вклад фукусимского ¹³⁷ Cs в общий ¹³⁷ Cs (%)]		T_{ag} (m ² kg ⁻¹ , n × 10 ⁻³)	
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	Plants	Soil	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
<i>Mixed grass-forb crop, 2011</i> [Смешанные травяные сообщества, 2011]								
Median	0.63	0.75	74	1840	77	4.0	12	0.65
Mean	1.04	2.56	63	1880	70	7.1	21	1.5
SD	1.25	4.18	39	886	30	10	29	2.0
Minimum	0.03	0.092	6.6	82	22	0.4	0.8	0.05
Maximum	4.93	18.0	119	3150	108	36	100	8.0
n	19	19	19	19	19	19	19	19
<i>Mixed grass-forb crop, 2012</i> [Смешанные травяные сообщества, 2012]								
Median	0.18	0.71	59	1640	29	3.3	6.6	0.27
Mean	0.29	1.19	64	1710	28	13	6.5	0.74
SD	0.20	1.32	64	1000	11	21	3.9	0.98
Minimum	<0.05	0.057	7.8	220	12	0.6	<0.2	0.08
Maximum	0.61	3.64	211	3280	43	61	11	3.3
n	13 (8)*	13	13	13	13 (8)*	13	13 (8)*	13
<i>Sasa sp., 2011</i>								
Median	2.68	5.18	92	2590	79	3.8	28	2.1
Mean	2.51	4.69	85	2410	66	4.7	28	2.2
SD	1.30	1.20	21	820	31	2.5	11	1.2
Minimum	0.91	2.91	53	1320	20	2.8	17	0.99
Maximum	3.78	5.50	101	3140	87	8.4	41	3.9
n	4	4	4	4	4	4	4	4
<i>Sasa sp., 2012</i>								
Median	0.31	1.22	62	3120	41	3.3	5.3	0.39
Mean	0.37	2.58	64	2470	41	5.7	5.7	2.1
SD	0.10	2.81	6	1260	29	4.6	1.0	3.1
Minimum	0.31	0.71	59	1020	13	2.8	5.0	0.22
Maximum	0.48	5.82	70	3280	70	11	6.9	5.7
n	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Artemisia sp., 2011</i>								
n = 1**	1.35	2.87	91	2930	56	3.7	15	0.98
<i>Artemisia sp., 2012</i>								
Median	0.23	0.56	62	1240	54	3.3	4.9	0.26
Mean	0.47	1.04	87	1890	62	20	4.8	1.2
SD	0.58	0.96	80	1350	23	27	3.0	1.8

Table 2
Окончание таблицы 2

Parameter [Параметр]	Activity concentration in plants (Bq kg ⁻¹ , w.w.) [Удельная активность в растениях (Бк кг ⁻¹ , в.в.)]		Inventory in soil (Bq m ⁻²) [Запас в почве (Бк м ⁻²)]		Contribution of Fukushima ¹³⁷ Cs to total ¹³⁷ Cs (%) [Вклад фукусимского ¹³⁷ Cs в общий ¹³⁷ Cs (%)]		T _{ag} (m ² kg ⁻¹ , n × 10 ⁻³)	
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	Plants	Soil	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
Minimum	<0.05	0.27	4.3	525	37	0.2	1.0	0.13
Maximum	1.61	2.64	211	3510	96	61	8.7	5.0
n	7 (6)*	7	7	7	7 (6)*	7	7 (6)*	7

* – number of plant samples with quantified activity of ¹³⁴Cs is shown in brackets; the calculations of median, mean and standard deviation (SD) were performed for these samples.

** – the only one sample of *Artemisia* sp. was collected in 2011.

[* – число образцов растений, в которых был количественно определен ¹³⁴Cs, показано в скобках; для этих проб были выполнены расчеты медианы, средней и стандартного отклонения (С.о.).

** – в 2011 г. была получена лишь одна проба *Artemisia* sp.]

1/3 (median = 29%, n = 8) of the total activity of ¹³⁷Cs in plants can be attributed to Fukushima fallout (Table 2). In soil, the contribution of Fukushima-derived ¹³⁷Cs to total ¹³⁷Cs was much smaller: median = 3.3%. The difference between plants and soil with respect to the proportion of Fukushima-borne ¹³⁷Cs in total ¹³⁷Cs is statistically significant (the sign test, P < 0.05, n = 8). It indicates a larger transfer of Fukushima-borne ¹³⁷Cs from soil to plant compared to that for pre-Fukushima ¹³⁷Cs. The similar results were obtained by Ramzaev et al. [20] for the soil-to-plant transfer of radiocaesium for samples collected on grasslands in the Sakhalin region in September–October 2011. For that sampling occasion, the median contributions of Fukushima-borne ¹³⁷Cs to total ¹³⁷Cs were calculated as 77% (range 22–108%) and 4% (range 0.4–36%) for plants and soil, respectively (Table 2). The presence of values exceeding 100% can be explained by uncertainty of the 604 keV (¹³⁴Cs) and 662 keV (^{137m}Ba) peak areas determination in spectra (see Table 3 in [20]) and by uncertainty of the ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs activities ratio evaluation in the regional Fukushima fallout. Although we have applied the reference ratio of 1.0, the actual ratio could differ by several percent from this value [26, 27].

A visual analysis of the scatter-plots (Fig.), demonstrating relationship between the ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs radionuclide activity concentrations in plants and the radionuclide inventories in soil, indicated that the large variability of the activity concentrations could hardly be associated only with differences in the radionuclides inventories between the plots. Correlation analysis confirmed this estimation. Although Spearman's coefficients were positive for the 2012 data (0.18 for ¹³⁴Cs and 0.48 for ¹³⁷Cs), the correlations were not statistically significant: P-value was larger than 0.05 in both cases. In 2011, the association between radiocaesium activity concentration in plants and radiocaesium inventory in soil was also positive and not significant statistically: R_{sp} = 0.31 (P > 0.05, n = 19) for ¹³⁴Cs and R_{sp} = 0.41 (P > 0.05, n = 19) for ¹³⁷Cs.

We observed about two orders of magnitude variability in the T_{ag} values for GFC: from <0.2 × 10⁻³ to 11 × 10⁻³ m² kg⁻¹ for ¹³⁴Cs and from 0.08 × 10⁻³ to 3.3 × 10⁻³ m² kg⁻¹ for ¹³⁷Cs. The T_{ag} values for ¹³⁴Cs were statistically significantly higher compared to the T_{ag} values for ¹³⁷Cs (the sign test, P < 0.05, n = 8). The

Результаты и обсуждение

Удельная активность ¹³⁷Cs и ¹³⁴Cs (на исходный влажный вес пробы) для отдельных образцов представлена в таблице 1, а сводная статистика для трех групп растений (смешанные травяные сообщества (СТС), *Sasa* sp. и *Artemisia* sp.) приведена в таблице 2. Последняя также содержит результаты статистического анализа, основанного на данных 2011 г., полученных из таблиц 2 и 3 в [20].

Цезий-134, маркер фукусимских выпадений, был количественно определен в 18 из 24 образцов растительности, собранных на островах Кунашир, Итуруп, Уруп и Парамушир в августе – сентябре 2012 г. Активность ¹³⁷Cs была определена во всех пробах. Удельная активность радионуклидов в растениях варьировала от <0,05 Бк кг⁻¹ до 1,6 Бк кг⁻¹ для ¹³⁴Cs и от 0,06 Бк кг⁻¹ до 5,8 Бк кг⁻¹ для ¹³⁷Cs. В среднем приблизительно 2/5 общей активности ¹³⁷Cs в растениях было связано с аварией на АЭС «Фукусима-1».

Цезий-134 был выявлен в 8 из 13 образцов СТС, собранных в 2012 г. (см. табл. 1). Удельная активность радионуклида варьировала от <0,05 Бк кг⁻¹ до 0,61 Бк кг⁻¹. Цезий-137 был найден во всех образцах СТС; удельная активность находилась в диапазоне 0,06–3,64 Бк кг⁻¹. Около 1/3 (медиана = 29%, n=8) общей активности ¹³⁷Cs в растениях было обусловлено фукусимскими выпадениями (см. табл. 2). В почве вклад фукусимского ¹³⁷Cs в общую активность ¹³⁷Cs был намного меньше: медиана = 3,3%. Разница между растениями и почвой в отношении доли фукусимского ¹³⁷Cs в общей активности ¹³⁷Cs является статистически значимой (критерий знаков, P<0,05; n=8). Это указывает на более высокий коэффициент переноса фукусимского ¹³⁷Cs из почвы в растения по сравнению с таковым для дофукусимского ¹³⁷Cs. Аналогичный вывод был сделан Ramzaev et al. [20] в отношении переноса радиоцезия из почвы в растения для проб, собранных на лугах Сахалинской области в сентябре – октябре 2011 г. Для этого времени пробоотбора медианные значения вклада фукусимского ¹³⁷Cs в общий запас ¹³⁷Cs составили 77% (диапазон 22–108%) и 4% (диапазон 0,4–36%) для растений и почвы соответственно (см. табл. 2). Наличие значений, превышающих 100%, может быть объяснено

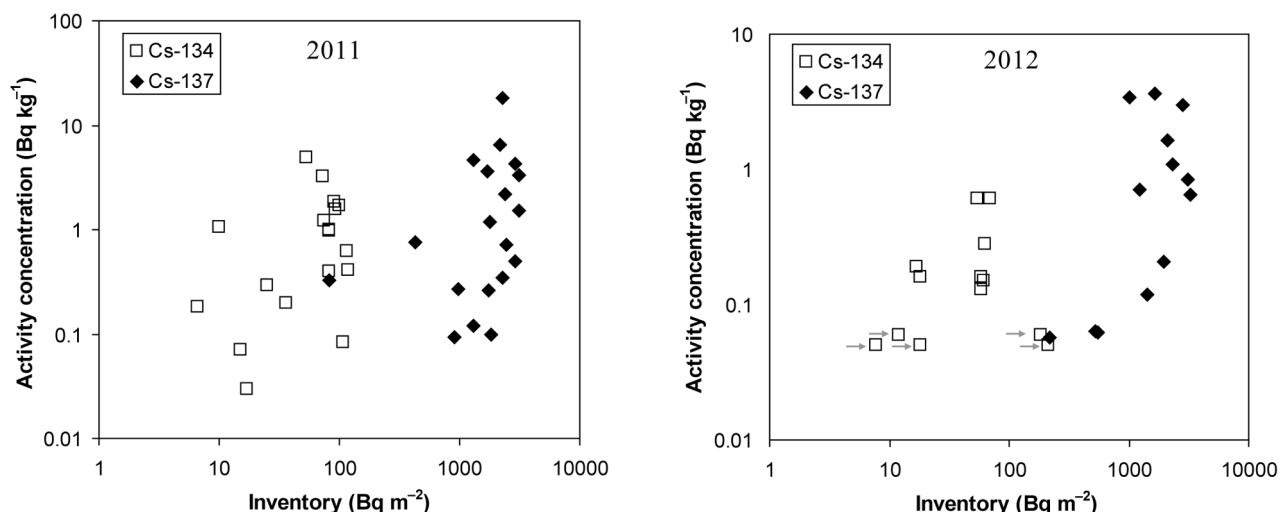


Fig. Relationship between activity concentration of caesium radionuclides in mixed grass-forb crop and inventory of the radionuclides in soil at grassland plots surveyed in Sakhalin Region in 2011 y (n = 19) and in 2012 y (n = 13). Arrows in the right panel indicate detection limits for those samples of vegetation (n = 5) where activity of ¹³⁴Cs was not quantified

[Рис. Соотношение между удельной активностью (activity concentration) радионуклидов цезия в смешанных травяных сообществах и запасом (inventory) радионуклидов в почве на лугах, обследованных в Сахалинской области в 2011 г. (n = 19) и 2012 г. (n = 13). Стрелки на правой панели указывают пределы детектирования для тех проб растительности (n=5), где активность ¹³⁴Cs не была определена количественно]

Soil-to-grass T_{ag} values (dry weight) for the accident-derived radiocaesium and global ¹³⁷Cs

Table 3

[Таблица 3

Значения T_{ag} почва – трава (на сухой вес) для радионуклидов цезия, связанного с глобальными выпадениями и радиационными авариями]

Author [Автор]	Region of Russia [Регион России]	Main source [Основной источник]	Time after deposition (year) [Время после выпадений (годы)]	T _{ag} (m ² kg ⁻¹ , n × 10 ⁻³)
This study [Данная работа]	Far East	Fukushima accident	0.55	84 (48)*
This study [Данная работа]	Far East	Fukushima accident	1.55	25 (26)*
This study [Данная работа]	Far East	Global fallout	~50	2.8 (0.5)*
Kaduka and Shutov [8] [Кадука и Шутов [8]]	European part	Chernobyl accident	0.55	190**
Kaduka and Shutov [8] [Кадука и Шутов [8]]	European part	Chernobyl accident	1.55	95**
Kaduka and Shutov [8] [Кадука и Шутов [8]]	European part	Global fallout	~40	1.2**
Ramzaev et al. [29]	European part	Chernobyl accident	16	0.5–5.2
Ramzaev et al. [15]	Eastern Siberia	Accidental nuclear explosion "Kraton-3"	23–24	2.0

* – the first figure is a mean value; a median value is given in bracket. Dry weight conversion has been carried out assuming 25% dry matter in grass [2].

** – the value was calculated by using the regression equation and numerical values presented by Kaduka and Shutov in Table 1.4.3.2 [8] for dry grass.

[* – первое число – это среднее значение; медианное значение дано в скобках. Пересчет на сухой вес был проведен исходя из 25% содержания сухого вещества в траве [2];

** – величину T_{ag} рассчитывали с использованием уравнения регрессии и числовых значений, приведенных М.В. Кадукой и В.Н. Шутовым в таблице 1.4.3.2 [8] для сухой травы.]

similar differences between two caesium radioisotopes with respect to T_{ag} values were estimated by Ramzaev et al. [20] in the Sakhalin region in 2011. The median T_{ag} for ^{134}Cs decreased in the 2011–2012 period with a factor of about two: from $12 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ to $6.6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. The difference was statistically significant (the Mann–Whitney test, $P < 0.05$; $n_1 = 19$, $n_2 = 8$). Hence, the ecological half-time, T_{eco} [5, 28], of ^{134}Cs in the plants was approximately one year. The median T_{ag} for ^{137}Cs also declined during this time period with a factor of about two: from $0.65 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ to $0.27 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. But the difference between two sampling occasions for ^{137}Cs is not statistically significant (the Mann–Whitney test, $P > 0.05$; $n_1 = 19$, $n_2 = 13$).

Soil-to-plant transfer of radiocaesium radionuclides for *Sasa* sp. and *Artemisia* sp. did not differ significantly from those for mixed grass-forb crop (the Mann–Whitney test, $P > 0.05$). There were no differences as well between *Sasa* sp. and *Artemisia* sp. (the Mann–Whitney test, $P > 0.05$). The median T_{ag} for ^{134}Cs in bamboo decreased in the 2011–2012 period from $28 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ to $5.3 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, i.e. with a factor of about five ($T_{eco} = 0.4$ year). The reduction is statistically significant (the Mann–Whitney test, $P < 0.05$; $n_1 = 4$, $n_2 = 3$). The same tendency can be observed for wormwood (Table 2), but the number of observations (1) in 2011 was not enough to perform any statistical evaluation. The median T_{ag} for ^{137}Cs in bamboo also decreased in the 2011–2012 period from $2.1 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ to $0.39 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$; the difference between two years was not statistically significant (the Mann–Whitney test, $P > 0.05$; $n_1 = 4$, $n_2 = 3$).

The ^{137}Cs T_{ag} values were calculated for a mixture of Fukushima-derived ^{137}Cs and pre-Fukushima ^{137}Cs . One can assume that T_{ag} values for Fukushima-derived ^{137}Cs are equal to those for Fukushima-derived ^{134}Cs . To derive soil-to-plant T_{ag} value for pre-Fukushima ^{137}Cs , the following equation can be used:

$$T_{ag-PreF137Cs} = \frac{C_{Tot137Cs} - C_{F137Cs}}{A_{Tot137Cs} - A_{F137Cs}}, \quad (1)$$

where $T_{ag-PreF137Cs}$ is soil-to-plant aggregated transfer coefficient for pre-Fukushima ^{137}Cs ($\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$); $C_{Tot137Cs}$ is activity concentration of total ^{137}Cs in plants (Bq kg^{-1}); C_{F137Cs} is activity concentration of Fukushima-derived ^{137}Cs in plants (Bq kg^{-1}); $A_{Tot137Cs}$ is inventory of total ^{137}Cs in soil (Bq m^{-2}); A_{F137Cs} is inventory of Fukushima-derived ^{137}Cs in soil (Bq m^{-2}).

Using Eq. (1), the $T_{ag-PreF137Cs}$ values have been calculated for those samples where the ^{134}Cs activity was quantified in 2011–2012. The mean and median (in brackets) T_{ag} for pre-Fukushima ^{137}Cs in mixed grass-forb crop ($n = 27$), bamboo ($n = 7$) and wormwood ($n = 7$) can be estimated as 0.71 (0.12) $\times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, 0.80 (0.43) $\times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ and 0.44 (0.32) $\times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, respectively. These figures are one–two orders of magnitude lower compared to the mean and median values of T_{ag} for Fukushima-derived radiocaesium (Table 2). The relatively high soil-to-plant transfer coefficients for the “new” radiocaesium can be explained by presence of the major part (range 45–100% [21]) of Fukushima-derived radionuclides inventory in the top 1-cm layer of soil. This location of the recently deposited radionuclides may promote secondary contamination of plants via the resuspension mechanism. From the other hand, the low uptake of pre-Fukushima radiocaesium by plants may be attributed to: 1) fixation of the radionuclides

неопределенностью вычисления площадей пиков 604 кэВ (^{134}Cs) и 662 кэВ (^{137m}Ba) в спектрах (см. табл. 3 в [20]), а также неопределенностью оценки отношения активностей $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в региональных фукусимских выпадениях. Мы использовали референтное отношение, равное 1,0; фактическое соотношение могло отличаться от этой величины в пределах нескольких процентов [26, 27].

Визуальный анализ рисунка, демонстрирующего взаимосвязь между удельной активностью радионуклидов в СТС и запасом радионуклидов в почве (рис.), показывает, что большая изменчивость удельной активности вряд ли может быть связана только с различиями в запасах радионуклидов на участках. Корреляционный анализ подтвердил это предположение. Хотя коэффициенты Спирмена были положительными для проб, отобранных в 2012 г. (0,18 для ^{134}Cs и 0,48 для ^{137}Cs), корреляция не была статистически значимой: значение P было больше 0,05 в обоих случаях. В 2011 г. связь между удельной активностью радиоцезия в растениях и запасами радиоцезия в почве была также положительной и статистически незначимой: $R_{sp} = 0,31$ ($P > 0,05$, $n = 19$) для ^{134}Cs и $R_{sp} = 0,41$ ($P > 0,05$, $n = 19$) для ^{137}Cs .

Значения T_{ag} для СТС варьировались в пределах двух порядков величины: от $<0,2 \times 10^{-3}$ до $11 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ для ^{134}Cs и от $0,08 \times 10^{-3}$ до $3,3 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ для ^{137}Cs . Значения T_{ag} для ^{134}Cs было статистически значимо большим по сравнению со значениями T_{ag} для ^{137}Cs (критерий знаков, $P < 0,05$; $n = 8$). Аналогичные различия между двумя радиоизотопами цезия по отношению к значениям T_{ag} были найдены Ramzaev et al. [20] в Сахалинской области в 2011 г. Медианная величина T_{ag} для ^{134}Cs уменьшилась в период 2011–2012 гг. в два раза: с $12 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ до $6,6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Разница между значениями T_{ag} , полученными для проб, отобранных в 2011 г., и проб, отобранных в 2012 г., была статистически значимой (тест Манна – Уитни, $P < 0,05$; $n_1 = 19$, $n_2 = 8$). Следовательно, экологический период полуочищения – T_{eco} [5, 28] для ^{134}Cs в растениях был равен приблизительно 1 году. Медианная величина T_{ag} для ^{137}Cs также уменьшилась за это время примерно в 2 раза: с $0,65 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ до $0,27 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Но разница между 2011 г. и 2012 г. для ^{137}Cs не является статистически значимой (тест Манна – Уитни, $P > 0,05$; $n_1 = 19$, $n_2 = 13$).

Перенос радионуклидов радиоцезия из почвы в растение для *Sasa* sp. и *Artemisia* sp. существенно не отличался от такового для СТС (тест Манна–Уитни, $P > 0,05$). Также не было различий между *Sasa* sp. и *Artemisia* sp. (тест Манна – Уитни, $P > 0,05$). Медианное значение T_{ag} для ^{134}Cs в бамбуке уменьшилось в период 2011–2012 гг. с $28 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ до $5,3 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, то есть в 5 раз ($T_{eco} = 0,4$ года). Снижение является статистически значимым (тест Манна – Уитни, $P < 0,05$; $n_1 = 4$, $n_2 = 3$). Та же тенденция наблюдается и для полыни (см. табл. 2), но количество наблюдений (1) в 2011 г. было недостаточным для использования какого-либо статистического теста. Медианное значение T_{ag} для ^{137}Cs в бамбуке также уменьшилось в 2011–2012 гг. с $2,1 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ до $0,39 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Но разница между двумя годами не была статистически значимой (тест Манна – Уитни, $P > 0,05$; $n_1 = 4$, $n_2 = 3$).

Значения T_{ag} для ^{137}Cs были рассчитаны в отношении смеси фукусимского ^{137}Cs и дофукусимского ^{137}Cs . Мы допускаем, что значения T_{ag} для фукусимского ^{137}Cs равны значениям T_{ag} для фукусимского ^{134}Cs . Чтобы оценить коэффициент переноса из почвы в растение для

on soil minerals or/and humus, and 2) migration of some proportion of the “aged” radiocaesium deeply down the soil profile, below the rooting zone [2, 20].

The T_{ag} values determined in this study for “fresh” Fukushima-derived ^{134}Cs in 2011 (0.55 y after the accident) and 2012 (1.55 y after the accident) are about 2.5–4 times lower than the values that can be deduced for “fresh” Chernobyl-derived radiocaesium using the equation derived by Kaduka and Shutov [8] for the European part of Russia (Table 3). One of the possible explanations for the difference between two contamination events is the fact that the deposition of Chernobyl-derived radiocaesium occurred directly on the new grass cover in the beginning of the growing season (April–May 1986), while Fukushima-derived radiocaesium fell to ground covered with the remnants of last year’s plants or with snow [20, 23]. Therefore, it is quite possible that plants in mixed grass-forb crop on the grasslands in Sakhalin Region were contaminated in 2011 mainly via resuspension or/and the root pathway, rather than through the primary aerial pathway. In the remote period after deposition (>15 y), T_{ag} values for ^{137}Cs did not differ greatly between areas surveyed in this work and in works of some other authors (Table 3).

It is interesting to estimate the proportion of radiocaesium contained in the vegetation cover. The estimation can be done directly for plot Itu-1 where biomass density was 2.1 kg m^{-2} . The activity concentration (w.w.) of ^{134}Cs and ^{137}Cs in the sample of vegetation (a grass-forb crop with an admixture of dwarf bamboo) was 1.02 Bq kg^{-1} and 1.79 Bq kg^{-1} , respectively (Table 1). The inventory of the radionuclides in soil was estimated as 59 Bq m^{-2} and 3280 Bq m^{-2} (Table 1). Hence, the ^{134}Cs contamination in the vegetation biomass (2.1 Bq m^{-2}) added approximately 3.6% to the ^{134}Cs inventory in soil. For ^{137}Cs , this contribution was minor: only 0.1%. It should be noted that these estimations were made for the plot with the large biomass density (2.1 kg m^{-2}) and high value of T_{ag} for ^{134}Cs ($17 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$). In more common conditions for plots with the biomass density of about 1 kg m^{-2} and the average T_{ag} of $6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ for ^{134}Cs , the contribution of the vegetation contamination to total inventory of the radionuclide at the grasslands did not exceed 1% in September 2012. In September–October 2011, the aboveground biomass on average contained not more than 2–3% of total inventory of Fukushima-derived radiocaesium at grasslands in the Sakhalin region, although the values up to 15% were reported for certain sites [20].

Conclusions

Caesium-134, a marker of Fukushima fallout, was estimated in 18 of 24 vegetation samples (vascular plants) collected on Kunashir, Iturup, Urup and Paramushir Islands in August–September 2012. Caesium-137 activity was quantified in all of these samples. The activity concentration of radionuclides in plants (on wet weight) ranged from $<0.05 \text{ Bq kg}^{-1}$ to 1.6 Bq kg^{-1} for ^{134}Cs and from 0.06 Bq kg^{-1} to 5.8 Bq kg^{-1} for ^{137}Cs . About 2/5 of the total activity of ^{137}Cs in plants was associated with the Fukushima accident.

About two orders of magnitude variability of the soil-to-plant T_{ag} values was observed in mixed grass-forb crop: from $<0.2 \times 10^{-3}$ to $11 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ for ^{134}Cs and from 0.08×10^{-3} to $3.3 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ for ^{137}Cs . The T_{ag} values for ^{134}Cs were statistically significantly higher compared to the T_{ag} values for ^{137}Cs . The median T_{ag} for ^{134}Cs declined in the period 2011–2012

дофукусимского ^{137}Cs , можно использовать следующее уравнение:

$$T_{ag-PreF137Cs} = \frac{C_{Tot137Cs} - C_{F137Cs}}{A_{Tot137Cs} - A_{F137Cs}}, \quad (1)$$

где $T_{ag-PreF137Cs}$ – агрегированный коэффициент переноса почва-растение для дофукусимского ^{137}Cs ($\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$); $C_{Tot137Cs}$ – удельная активность общего ^{137}Cs в растениях (Bk kg^{-1}); C_{F137Cs} – удельная активность фукусимского ^{137}Cs в растениях (Bk kg^{-1}); $A_{Tot137Cs}$ – запас общего ^{137}Cs в почве (Bk m^2); A_{F137Cs} – запас фукусимского ^{137}Cs в почве (Bk m^2).

Используя уравнение (1), значения $T_{ag-PreF137Cs}$ были рассчитаны для тех проб, в которых в 2011–2012 гг. был выявлен ^{134}Cs . Среднее значение и медианное значение (приведено в скобках) T_{ag} дофукусимского ^{137}Cs для СТС ($n = 27$), бамбука ($n = 7$) и полыни ($n = 7$) могут быть оценены как $0,71 (0,12) \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, $0,80 (0,43) \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ и $0,44 (0,32) \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ соответственно. Эти цифры на 1–2 порядка величины меньше значений T_{ag} фукусимского радиоцезия (см. табл. 2). Относительно высокий коэффициент переноса «нового» радиоцезия из почвы в растение может быть объяснен присутствием большей части (диапазон 45–100% [21]) запаса фукусимских радионуклидов в верхнем 1-сантиметровом слое почвы. Такая глубина залегания основного запаса свежеевыпавших радионуклидов в почве может способствовать вторичному загрязнению растений посредством ресуспензирования. С другой стороны, низкое поступление дофукусимского ^{137}Cs в растения может быть связано с фиксацией радионуклида на почвенных минералах и/или гумусе и с миграцией некоторой доли «старого» радиоцезия глубоко вниз по профилю почвы, ниже зоны распространения корней растений [2, 20].

Значения T_{ag} , определенные в этом исследовании для «свежего» фукусимского ^{134}Cs в 2011 г. (0,55 года после аварии) и в 2012 г. (1,55 года после аварии), оказались примерно в 2,5–4 раза ниже значений, которые могут быть рассчитаны для «свежего» чернобыльского радиоцезия с использованием уравнения, выведенного М.В. Кадукой и В.Н. Шутовым [8] для европейской части России (табл. 3). Одним из возможных объяснений этой разницы между двумя аварийными событиями является то обстоятельство, что выпадение чернобыльского радиоцезия происходило непосредственно на новый травяной покров в начале вегетационного периода (апрель – май 1986 г.), а фукусимский радиоцезий выпал до начала вегетационного периода (март 2011 г.) на землю, покрытую остатками прошлогодних растений или снегом [20, 23]. Поэтому вполне возможно, что многие растения в смешанных травяных сообществах на лугопастбищных угодьях Сахалинской области были загрязнены в 2011 г. главным образом за счет ресуспензирования и/или корневого пути, а не за счет первичного осаждения радиоактивных веществ из атмосферы. В отдаленный период после выпадений (>15 лет) значения T_{ag} для ^{137}Cs не сильно различались между регионами, обследованными в нашей работе и в работах некоторых других авторов (см. табл. 3).

Интересно было оценить долю радиоцезия, содержащуюся в растительном покрове. Эта оценка была выполнена непосредственно для участка Itu-1, где плотность биомассы составила $2,1 \text{ kg m}^{-2}$. Удельная активность ^{134}Cs и ^{137}Cs в образце растительности (смешанное травяное сообщество с

with a factor of about two: from $12 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ to $6.6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. The ecological half-time, T_{eco} of ^{134}Cs in mixed grass-forb crop was approximately one year.

In 2011–2012, the median T_{ag} for pre-Fukushima ^{137}Cs in mixed grass-forb crop can be estimated as $0.12 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. This value is lower by a factor of 100 and 50 than the median values of T_{ag} that were deduced for Fukushima-derived radio-caesium in 2011 and 2012, respectively.

The radiocaesium soil-to-plant T_{ag} values and their time-dependant dynamics for dwarf bamboo (*Sasa* sp.) and wormwood (*Artemisia* sp.) were in reasonable agreement with those for mixed grass-forb crop.

At grasslands with the aboveground biomass density of 1 kg m^{-2} and the T_{ag} value of $6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ for ^{134}Cs , the contribution of the aboveground part of plants to total inventory of the radionuclide did not exceed 1% in September 2012. For ^{137}Cs , this contribution was less than 0.1%.

Acknowledgments

The authors thank T.V. Romanova, L.Yu. Tkalenko, G.N. Romadanova and M.V. Puzanov (Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-being on Sakhalin Region) for help with collection of plant samples. The authors also wish to express their appreciation to two reviewers for constructive comments.

примесью карликового бамбука) равнялась $1,02 \text{ Бк кг}^{-1}$ и $1,79 \text{ Бк кг}^{-1}$ соответственно (см. табл. 1). Запасы радионуклидов в почве оценивались как 59 Бк м^{-2} и 3280 Бк м^{-2} (см. табл. 1). Следовательно, ^{134}Cs , присутствовавший в надземной растительной биомассе ($\sim 2,1 \text{ Бк м}^{-2}$), добавлял около 3,6% к запасу ^{134}Cs в почве. Для ^{137}Cs этот вклад был намного меньше: всего 0,1%. Следует отметить, что эти оценки сделаны для участка с большой плотностью биомассы ($2,1 \text{ кг м}^{-2}$) и высоким значением T_{ag} для ^{134}Cs ($17 \times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1}$). Для более распространенных условий на участках с плотностью биомассы около 1 кг м^{-2} и средним T_{ag} $6 \times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1}$ для ^{134}Cs вклад загрязнения растительности в общий запас радионуклида на лугах в сентябре 2012 г. не превышал 1%. В сентябре – октябре 2011 г. надземная биомасса в среднем вносила не более 2–3% в общий запас фукусимского радиоцезия на лугах Сахалинской области, хотя для некоторых участков сообщалось и о более высоких значениях – до 15% [20].

Заключение

Цезий-134, маркер фукусимских выпадений, был количественно определен в 18 из 24 образцов растительности (сосудистых растений), собранных на островах Кунашир, Итуруп, Уруп и Парамушир в августе–сентябре 2012 г. Активность ^{137}Cs была определена во всех пробах. Удельная активность радионуклидов в растениях (на исходный влажный вес) варьировала от $<0,05 \text{ Бк кг}^{-1}$ до $1,6 \text{ Бк кг}^{-1}$ для ^{134}Cs и от $0,06 \text{ Бк кг}^{-1}$ до $5,8 \text{ Бк кг}^{-1}$ для ^{137}Cs . Около 2/5 общей активности ^{137}Cs в растениях было связано с аварией на АЭС «Фукусима-1».

В 2012 г. значения агрегированного коэффициента переноса (T_{ag}) в смешанных травяных сообществах (СТС) варьировали в пределах двух порядков величины: от $<0,2 \times 10^{-3}$ до $11 \times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1}$ для ^{134}Cs и от $0,08 \times 10^{-3}$ до $3,3 \times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1}$ для ^{137}Cs . Значения T_{ag} для ^{134}Cs были статистически значимо большими по сравнению со значениями T_{ag} для ^{137}Cs . Медианная величина T_{ag} для ^{134}Cs уменьшилась в период 2011–2012 гг. в 2 раза: от $12 \times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1}$ до $6,6 \times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1}$. Экологический период полуочищения (T_{eco}) для ^{134}Cs в растениях был равен приблизительно 1 году.

Для периода 2011–2012 гг. медианный T_{ag} для дофукусимского ^{137}Cs в смешанных травяных сообществах (СТС) был оценен величиной $0,12 \times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1}$. Эта цифра примерно в 100 и 50 раз меньше по сравнению с медианными значениями T_{ag} , оцененными для фукусимского радиоцезия в 2011 г. и 2012 г. соответственно.

Значения T_{ag} для карликового бамбука (*Sasa* sp.) и полыни (*Artemisia* sp.) находились в разумном согласии с таковыми для смешанных травяных сообществ.

В сентябре 2012 г. на лугах с плотностью надземной биомассы 1 кг м^{-2} и значением T_{ag} , равном для ^{134}Cs $6 \times 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1}$, вклад надземной части растений в общий запас радионуклида не превышал 1%. Для ^{137}Cs этот вклад составлял менее 0,1%.

Авторы выражают благодарность Т.В. Романовой, Л.Ю. Ткаленко, Г.Н. Ромадановой и М.В. Пузанову (Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека по Сахалинской области) за помощь в сборе проб растений.

Авторы также признательны двум рецензентам за конструктивные комментарии.

References

- Pröhl, G., Hoffman, F.O. Radionuclide interception and loss processes in vegetation. In: Modelling of Radionuclide Interception and Loss Processes in Vegetation and of Transfer in Semi-natural Ecosystems. Second Report of the VAMP Terrestrial Working Group. IAEA-TECDOC-857. – International Atomic Energy Agency, Vienna, 1996, pp. 9–47. – Available on: http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_857_prn.pdf > (accessed 21.04.2018).
- IAEA – International Atomic Energy Agency. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616. – IAEA, Vienna, 2009.
- IAEA – International Atomic Energy Agency. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Report Series, Report No. 472. – IAEA, Vienna, 2010.
- Isaksson, M., Rääf, C. Environmental Radioactivity and Emergency Preparedness. – CRC Press, 2017, 614 pp.
- Howard, B.J., Johanson, K., Linsley, G.S., Hove, K., Pröhl, G., Horyna, J. Transfer of radionuclides by terrestrial food products from semi-natural ecosystems to humans. In: Modelling of Radionuclide Interception and Loss Processes in Vegetation and of Transfer in Semi-natural Ecosystems. Second Report of the VAMP Terrestrial Working Group. IAEA-TECDOC-857. – International Atomic Energy Agency, Vienna, 1996, pp. 49–79. – Available on: http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/27/047/27047400.pdf > (accessed 21.04.2018).
- Toal, M.E., Copplestone, D., Johnson, M.S., Jackson, D., Jones, S.R. Quantifying Cs-137 aggregated transfer coefficients in a semi-natural woodland ecosystem adjacent to a nuclear reprocessing facility. *J. Environ. Radioact.*, 2002, Vol. 63, No. 1, pp. 85–103.
- Golikov, V., Logacheva, I., Bruk, G., Shutov, V., Balonov, M., Strand, P., Borghuis, S., Howard, B., Wright, S. Modelling of long-term behavior of caesium and strontium radionuclides in the Arctic environment and human exposure. *J. Environ. Radioact.*, 2004, Vol. 74, No. 1–3, pp. 159–169.
- Kaduka, M.V., Shutov, V.N. Dynamics of cesium radionuclides content in foodstuff. In: Onishchenko, G.G. and Popova, A.Yu. (Eds.), Radiological and Hygienic Issues of the Mitigation of the Chernobyl NPP Accident Consequences, Vol. 1. – RIRH after Prof. P.V. Ramzaev, St.-Petersburg, 2016, pp. 143–160 (in Russian).
- Shilov, V.P. Experimental studies of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr transfer to cow milk in an area of radioactive contamination. In: Migunov, V.I., Trapeznikov, A.V., Vovk, S.M. (Eds.), Issues in Radioecology and the Nearby Disciplines, Volume 5. – KIET “Technocentr”, Ekaterinburg, 2004, pp. 3–8 (in Russian).
- Travnikova, I.G., Bruk, G.Ya., Shutov, V.N., Bazyukin, A.B. A formation of the internal exposure of the rural inhabitants of the Bryansk region in Russia after the Chernobyl accident (part 1). *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2013, Vol. 6, No. 2, pp. 11–20. – Available on: <http://www.radhyg.ru/jour/article/view/81/97> > (accessed 11.02.2018) (in Russian).
- Sanzharova, N.I., Fesenko, S.V., Kotik, V.A., Spiridonov, S.I. Behaviour of radionuclides in meadows and efficiency of countermeasures. *Radiat. Protect. Dosim.*, 1996, Vol. 64, No. 1–2, pp. 43–48.
- Shutov, V.N., Kaduka, M.V., Bruk, G.Ya., Basyukin, A.B., Basalaeva, L.N. Dynamics of radioactive contamination of agricultural food products and natural foodstuffs after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2008, Vol. 1, No. 3, pp. 25–30. – Available on: <http://www.radhyg.ru/jour/article/view/447/454> > (accessed 25.04.2018) (in Russian).
- Izrael, Yu.A., Imshennik, E.V., Kvasnikova, E.V., Nazarov, I.M., Stukin, E.D. Radioactive contamination of Russia by global fallout from nuclear tests and by Chernobyl deposition. Map on the 90th of XX century. In: Izrael, Yu.A. (Ed.), Radioactivity after Nuclear Explosions and Accidents. Proceedings of International Conference. Moscow, 24–26 April 2000, Vol. 1. – Hydrometeoizdat, St.-Petersburg, 2000, pp. 138–145 (in Russian).
- Martushova, L.N., Martushov, V.V., Teplakov, I.G., Bazylev, V.V., Shilov, V.P. Estimation of radioactive contamination of the forest products in the Techa river basin. In: Migunov, V.I., Trapeznikov, A.V., Vovk, S.M. (Eds.), Issues in Radioecology and the Nearby Disciplines, Volume 5. – KIET “Technocentr”, Ekaterinburg, 2004, pp. 9–20 (in Russian).
- Ramzaev, V., Mishin, A., Golikov, V., Argunova, T., Ushnitski, V., Zhuravskaya, A., Sobakin, P., Brown, J., Strand, P. Radioecological studies at the Kraton-3 underground nuclear explosion site in 1978–2007: a review. *J. Environ. Radioact.*, 2009, Vol. 100, pp. 1092–1099.
- Onishchenko, G.G., Romanovich, I.K., Balonov, M.I., Barkovsky, A.N., Gorsky, A.A. Accident at «Fukushima-1» NPP: first results of emergency response. Report 1: general information about the accident and radiation situation. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2011, Vol. 4, No. 2, pp. 5–12. – Available on: <http://www.radhyg.ru/jour/article/view/186/203> > (accessed 11.02.2018) (in Russian).
- UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2013 Report, Annex A: Levels and Effects of Radiation Exposure Due to the Nuclear Accident after the 2011 Great East-Japan Earthquake and Tsunami. – United Nations, New York, 2014.
- IAEA – International Atomic Energy Agency. The Fukushima Daiichi Accident. Technical volume 4/5. Radiological Consequences. – IAEA, Vienna, 2015.
- Onishchenko, G.G., Romanovich, I.K., Barkovsky, A.N., Bruk, G.Ya., Gorsky, A.A., Kaduka, M.V., Konstantinov, Yu.O., Mishin, A.S., Ramzaev, V.P., Repin, V.S., Shutov, V.N., Gromov, A.V., Goncharova, Yu.N., Yakovlev, V.A. Accident at «Fukushima-1» NPP: first results of emergency response. Report 2: activities of the Rospotrebnadzor authorities for the radiation protection of the Russian Federation population on the early stage of accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2011, Vol. 4, No. 2, pp. 13–22. – Available on: <http://www.radhyg.ru/jour/article/view/187/204> > (accessed 11.02.2018) (in Russian).
- Ramzaev, V., Barkovsky, A., Goncharova, Yu., Gromov, A., Kaduka, M., Romanovich, I. Radiocesium fallout at the grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands due to the Fukushima accident: the radioactive contamination of soil and plants in 2011. *J. Environ. Radioact.*, 2013, Vol. 118, pp. 128–142.
- Ramzaev, V.P., Barkovsky, A.N., Gromov, A.V., Ivanov, S.A., Kaduka, M.V. Fukushima fallout in Sakhalin Region, Russia, part 1: ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs in grassland soils. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2018, Vol. 11, No. 1, pp. 25–42. – Available on: <http://www.radhyg.ru/jour/article/view/536/554> > (accessed 24.04.2018).
- Mikhailovskaya, L.N., Molchanova, I.V., Pozolotina, V.N., Zhuravlev, Yu.N., Timofeeva, Ya.O., Burdukovsky, M.L. Radioactive contamination of the soil–plant cover at certain locations of Primorsky Krai, Sakhalin Island and Kamchatka Peninsula: Assessment of the Fukushima fallout. *J. Environ. Radioact.*, 2017, Vol. 172, pp. 1–9.
- Romanovich, I.K., Balonov, M.I., Barkovsky, A.N., Nikitin, A.I. The Accident at the “Fukushima-1” NPP: Prophylactic Countermeasures for Health Safety of the Population of the Russian Federation. Ed.: G.G. Onishchenko. – Federal Scientific Organization «Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after professor P.V. Ramzaev», Saint-Petersburg, 2012, 336 pp. (in Russian).
- IAEA – International Atomic Energy Agency. Measurement of Radionuclides in Food and the Environment. A Guidebook. Technical Report Series, Report No. 295. – IAEA, Vienna, 1989.

25. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Radionuclide Transformations. Energy and Intensity of Emissions. ICRP Publication 38. – Pergamon Press, Oxford–Frankfurt, 1983.
26. Ramzaev, V., Barkovsky, A., Gromov, A., Ivanov, S., Kaduka, M. Epiphytic fruticose lichens as biomonitors for retrospective evaluation of the $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ ratio in Fukushima fallout. J. Environ. Radioact., 2014, Vol. 138, pp. 177–185.
27. Kobayashi, S., Shinomiya, T., Ishikawa, T., Imaseki, H., Iwaoka, K., Kitamura, H., Kodaira, S., Kobayashi, K., Oikawa, M., Miyaushiro, N., Takashima, Y., Uchihori, Y. Low $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ ratio anomaly in the north-northwest direction from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station. J. Environ. Radioact., 2017, Vol. 178–179, pp. 84–94.
28. Ramzaev, V.P., Barkovsky, A.N., Gromov, A.V., Ivanov, S.A., Kaduka, M.V. Temporal variations of ^7Be , ^{40}K , ^{134}Cs and ^{137}Cs in epiphytic lichens (genus *Usnea*) at the Sakhalin and Kunashir islands after the Fukushima accident. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2016, Vol. 9, No. 3, pp. 14–27. – Available on: <http://www.radhyg.ru/jour/article/view/376> > (accessed 11.02.2018).
29. Ramzaev, V., Andersson, K.G., Barkovsky, A., Fogh, C.L., Mishine, A., Roed, J. Long-term stability of decontamination effect in recreational areas near the town Novozybkov, Bryansk Region, Russia. J. Environ. Radioact., 2006, Vol. 85, pp. 280–298.

Received: April 24, 2018

Valery P. Ramzaev – PhD, leading researcher, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being.

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

Anatoly N. Barkovsky – Head of the Federal radiological center of the St-Petersburg Institute of Radiation Hygiene after P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, St-Petersburg, Russia

Alexey V. Gromov – the Head of the Laboratory on the Emergency Response, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Sergey A. Ivanov – researcher, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Marina V. Kaduka – PhD, the Head of the Laboratory of Radiochemistry, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Ramzaev V.P., Barkovsky A.N., Gromov A.V., Ivanov S.A., Kaduka M.V. Fukushima fallout in Sakhalin Region, Russia, part 2: ^{137}Cs and ^{134}Cs in grassland vegetation. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2018, Vol. 11, No. 2, pp. 7-19. DOI: 10.21514/1998-426X-2018-11-2-7-19.