

## ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 539.163:631.4

### СОДЕРЖАНИЕ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ $^{137}\text{Cs}$ В ПОДЗОЛАХ В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ КОЛЬСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ<sup>1</sup>

© 2020 г. М. Б. Попова<sup>а</sup>, \*, Д. В. Манахов<sup>б</sup>, А. Н. Кизеев<sup>с</sup>, С. Ф. Ушамова<sup>д</sup>,  
Д. Н. Липатов<sup>б</sup>, А. Ю. Чирков<sup>е</sup>, П. С. Орлов<sup>е</sup>, С. В. Мамихин<sup>б</sup>

<sup>а</sup>Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, ул. Косыгина, 19, Москва, 119991 Россия

<sup>б</sup>МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

<sup>с</sup>АО Радиевый институт им. В.Г. Хлопина Государственной корпорации по атомной энергии «РОСАТОМ»,  
2-й Мурицкий пр., 28, Санкт-Петербург, 194021 Россия

<sup>д</sup>Полярно-альпийский ботанический сад-институт им. Н.А. Аврорина Кольского научного центра РАН,  
мкр. Академгородок, 18-а, Апатиты, Мурманская область, 184209 Россия

<sup>е</sup>Филиал АО «Концерн РОСЭНЕРГОАТОМ» «Кольская атомная станция»,  
Полярные Зори, Мурманская область, 184230 Россия

\*e-mail: marbpop@gmail.com

Поступила в редакцию 16.10.2019 г.

После доработки 16.12.2019 г.

Принята к публикации 30.01.2020 г.

Проанализировано содержание и профильное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в подзолах иллювиально-железистых карликовых и мелкоподзолистых (Albic Podzol), сформированных под сосняками чернично-лишайниковыми и зеленомошно-лишайниково-черничными в районе расположения Кольской атомной электростанции. Плотность загрязнения (запас)  $^{137}\text{Cs}$  корнеобитаемой толщи (0–30 см) в исследованных почвах существенно ниже установленного уровня относительно удовлетворительной экологической обстановки в 37 кБк/м<sup>2</sup> и составляет 0.53–2.46 кБк/м<sup>2</sup>. Значительная доля  $^{137}\text{Cs}$  (от 60 до 90%) сосредоточена в минеральных горизонтах. Показано, что плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в зоне наблюдения атомной электростанции обусловлена преимущественно глобальными выпадениями. Наибольшее влияние на накопление  $^{137}\text{Cs}$  оказывает запас органического вещества в исследованных почвах.

*Ключевые слова:* радиоцезий, плотность загрязнения, радиоэкологический мониторинг, подзол, Albic Podzol, глобальные радиоактивные выпадения, Кольский полуостров, профильное распределение

DOI: 10.31857/S0032180X20070114

#### ВВЕДЕНИЕ

В последние годы изучение северо-таежных экосистем [27, 28] стало одним из наиболее актуальных направлений научных исследований в нашей стране в связи со слабой устойчивостью этих сообществ к различным типам антропогенного воздействия, включая радиационное загрязнение.

Кольская атомная электростанция (КоАЭС) расположена за Полярным кругом на берегу озера Имандра. В настоящий момент в литературе имеются немногочисленные сведения о содержании техногенного  $^{137}\text{Cs}$  в отдельно взятых объектах окружающей среды в районе расположения атомной станции [4, 5, 11, 12, 20]. Подробное изучение поведения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах зоны влияния КоАЭС, включая его профильное распределение, ранее не проводилось.

Ряд исследований, опубликованных отечественными и зарубежными специалистами, указывает на более высокую подвижность  $^{137}\text{Cs}$  в подзолах по сравнению с почвами других типов [15, 21, 40]. Высокой подвижности данного радионуклида способствует низкая емкость катионного обмена, малое содержание глинистых минералов и растворимого органического вещества, а также кислая реакция среды [23].

Лесная подстилка имеет важнейшее значение для поведения радионуклидов в подзолах. Она выполняет функцию биогеохимического барьера на пути вертикальной миграции. В условиях хвойных биогеоценозов удерживающая способность ферментативного подгоризонта подстилки по отношению к  $^{137}\text{Cs}$  максимальна, что может быть обусловлено слабой трансформацией опада в ее составе, ее незначительным смешиванием с минеральной массой (поскольку за счет нарушения капиллярных связей с нижележащими минеральными горизонта-

<sup>1</sup> Дополнительная информация для этой статьи доступна по doi 10.31857/S0032180X20070114 для авторизованных пользователей.

ми передвижение влаги и веществ в толще почвы несколько затруднено), а также интенсивным развитием мохово-лишайникового покрова [28, 38, 40].

Одним из важнейших на сегодняшний день вопросов является изучение профильного распределения радионуклидов, которое позволяет установить связь их поведения с различными почвенными процессами [2, 21, 24, 27]. Известно, что радионуклиды из почвенной подстилки с течением времени перемещаются в минеральную часть профиля. Этот процесс имеет огромное экологическое значение, поскольку в органогенной части профиля  $^{137}\text{Cs}$  имеет высокую биодоступность, а мигрируя вниз по профилю, он ее теряет, необменно поглощаясь глинистыми минералами, что приводит к существенным изменениям в его круговороте внутри биогеоценоза [2, 35]. Миграция  $^{137}\text{Cs}$  в условиях бореальных лесов, как правило, протекает достаточно медленно. Данные [37] показывают, что на автоморфных участках хвойных лесных массивов северной части Швеции, подвергшихся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, в 2000 г. в подстилке сосредоточено 6,2%  $^{137}\text{Cs}$ , в гумусовом слое (0–9 см) – 67%, а в минеральной части профиля на глубине 9–21 см – 27%. В течение 15 лет, прошедших с момента аварии в 1986 г., в минеральную толщу проникло меньше одной трети от всего содержащегося в почве  $^{137}\text{Cs}$ . В северо-таежной зоне Западной Сибири [26] общая плотность загрязнения почвы радиоцезием находится в пределах 0,5–2,1 кБк/м<sup>2</sup>. При этом глубина проникновения  $^{137}\text{Cs}$  в автоморфных подзолах не превышает 6 см [25]. Общей закономерностью профильного распределения данного радионуклида в автоморфных ландшафтах является аккумуляция его основной части в верхнем 1–2-сантиметровом подподстилочном слое. Ниже указанной толщи его концентрация резко уменьшается и достигает значений ниже предела детектирования уже на глубине 30–70 см в зависимости от плотности загрязнения биогеоценоза [39, 41]. При этом плотность загрязнения в почвах северо-восточной части Норвегии достигает 1 кБк/м<sup>2</sup> [41], северной части Финляндии – 1,2 кБк/м<sup>2</sup> [36], а в почвах северной части Швеции (провинция Умея) – 3–10 кБк/м<sup>2</sup> [39].

В связи с имеющимися данными, свидетельствующими о высокой подвижности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах Фенноскандии, и отсутствием детальных данных о его накоплении в подзолах Кольского полуострова, мы поставили в своей работе цель изучить содержание и распределение  $^{137}\text{Cs}$  в подзолах в районе расположения Кольской атомной электростанции.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Район расположения КоАЭС находится за Полярным кругом в Мурманской области в юго-запад-

ной части Кольского полуострова. Он представляет собой полого-холмистую равнину с абсолютными высотами 120–250 м с обилием ледниковых форм рельефа: конечно-моренных гряд, камов и озов, зандровых конусов. Депрессии заняты низинными болотами и озерами. Коренные породы – гнейсы и амфиболиты (последние встречаются существенно реже) – перекрыты маломощными (0–10 м), грубозернистыми, сильно завалуненными песчано-супесчаными ледниковыми и, местами, озерными, аллювиальными, а также торфяными отложениями, которые являются почвообразующими породами [29].

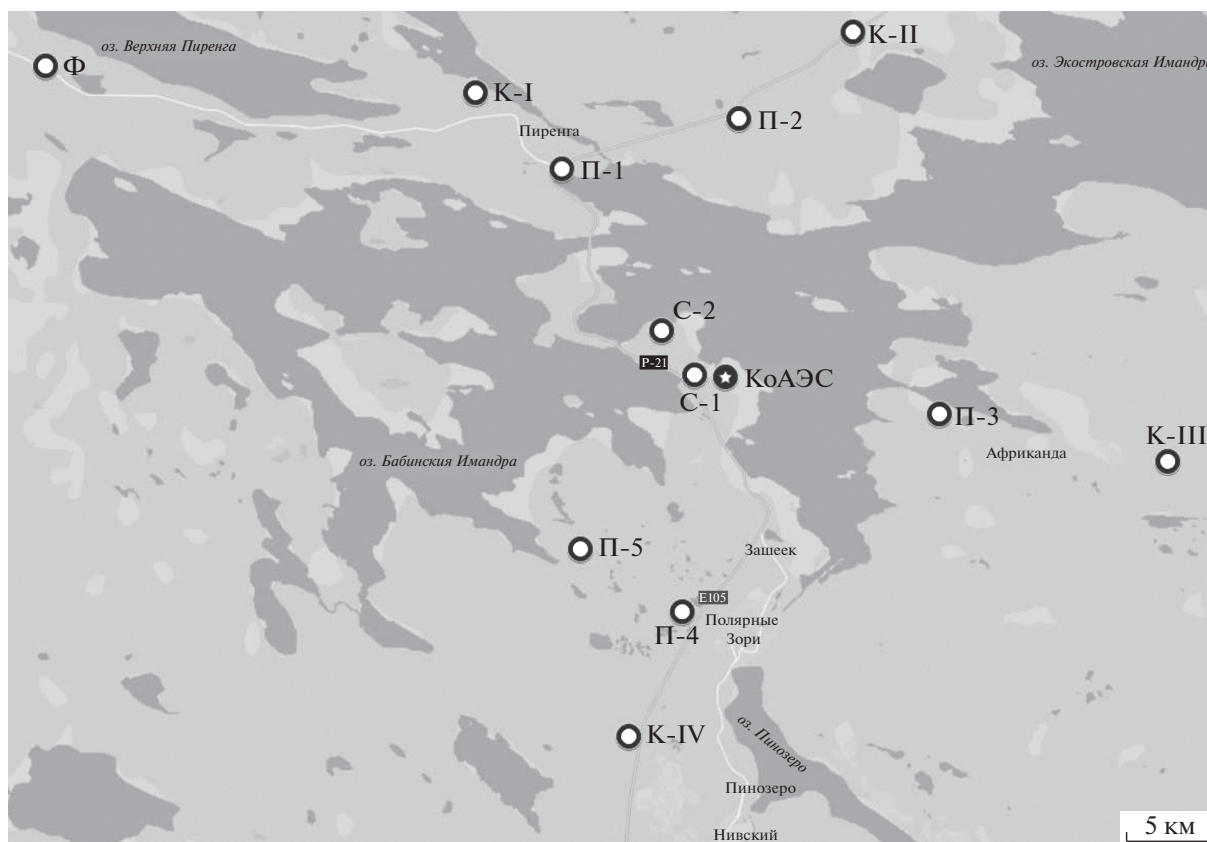
Исследуемые участки расположены рядом с озерами Имандра и Верхняя Пиренга, в 33 км к северу от г. Кандалакша и 60 км к югу от г. Мончегорска, в непосредственной близости от КоАЭС.

Почвы вокруг КоАЭС исследованы по сети мониторинговых площадок в виде радиально-концентрической системы, состоящей из 12 стационарных площадок:

- одна площадка расположена в пределах санитарно-защитной зоны (СЗЗ) атомной станции – С-1;
- 6 пробных площадок – в зоне наблюдения (ЗН), на расстоянии до 10 км от станции – С-2, П-1, П-2, П-3, П-4 и П-5;
- 4 контрольные площадки – на границе ЗН на расстоянии 15 км – К-I, К-II, К-III и К-IV;
- одна фоновая площадка – на расстоянии 30 км от станции – Ф (рис. 1).

Для площадок выбирали автоморфные участки с однородной растительностью. На каждой из выбранных площадок исследовано по одному почвенному разрезу. Пробы органогенных горизонтов отбирали с использованием рамки площадью от 400 до 1600 см<sup>2</sup> (в зависимости от мощности горизонтов подстилки). Образцы минеральных горизонтов отбирали из толщи генетических горизонтов. Для расчета плотности загрязнения (запаса)  $^{137}\text{Cs}$  в горизонтах подстилки использовали ее запас, а в минеральных горизонтах – мощность горизонта и плотность почвы, которую определяли стандартным буровым методом (объемом около 100 см<sup>3</sup>, при диаметре кольца 5,6 и высоте 4 см), а в тех случаях, когда это было невозможно (недостаточная мощность горизонта или повышенная каменистость) использовали насыпную плотность.

Доминирующим типом лесных сообществ на площадках являются сосняки чернично-лишайниковые и сосняки зеленомошно-лишайниково-черничные (табл. 1). Древостой здесь характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) с участием гибридных форм березы повислой и пушистой (*Betula pendula* Roth. × *Betula pubescens* Ehrh.), а также ели сибирской



**Рис. 1.** Схема расположения стационарных мониторинговых площадок вокруг КоАЭС: в СЗЗ – С-1; в ЗН, на расстоянии до 10 км от станции – С-2, П-1, П-2, П-3, П-4 и П-5; на границе ЗН на расстоянии 15 км – К-I, К-II, К-III и К-IV; фоновая площадка на расстоянии 30 км от станции – Ф.

(*Picea obovata* Ledeb.). В травяно-кустарничковом покрове доминируют представители рода *Vaccinium*: преимущественно черника обыкновенная (или черника миртолистная) – *V. myrtillus* L, встречаются также брусника (*V. vitis-idaea* L.), вороника (*Empetrum hermaphroditum* Langeex Nagerup.), голубика (*V. uliginosum* L.) и багульник (*Ledum palustre* L.). В мохово-лишайниковом покрове доминируют *Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar&Wezda и *C. rangiferina* (L.) Weberex. F.N. Wigg. Встречаются лишайники *C. deformis* (L.) Hoffm. и *Cetraria islandica* (L.) Ach. На камнях обычна мозаика из накипных эпилитных лишайников родов *Bellemeria*, *Lecidea* и *Porpidia*. Из зеленых мхов характерны *Pleurozium schereberi* (Brid) Mitt. и *Hylocomnium splendens* Hedw.

Почвенные свойства определяли с помощью стандартных методов исследования [17, 18]. Удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  в почвенных образцах измеряли с помощью сцинтилляционного спектрометрического комплекса “Мультирад” с гамма-детектором NaI(Tl) 63 × 63 с программным обеспечением “Прогресс” (ООО “НТЦ Амплитуда”, Россия) в геометрии “сосуд Маринелли 1 л” в пятикратной повторности с экспозицией 10800 с.

Данные о скорости и повторяемости ветров за период 2012–2016 гг., полученные метеостанцией АМС-1 автоматизированной системы контроля радиационной обстановки (АСКРО) Кольской АЭС, расположенной на территории КоАЭС вблизи площадки С1, предоставлены на рис. S1.

При статистической обработке данных для проверки нормального закона распределения использован критерий Уилка–Шапиро. Средние уровни изучаемых показателей на различных площадках сравнивали с помощью одновыборочного *t*-критерия Стьюдента. Зона наблюдения в данном случае рассматривалась как единая выборка, средние величины в которой сравнивались со значениями в СЗЗ АЭС и на фоновой площадке как с постоянными величинами [6]. Выявление взаимосвязей проводилось с помощью коэффициента корреляции Спирмена.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Свойства подзолов района расположения КоАЭС представлены в табл. S1. Эти почвы (очень) сильно кислые, супесчаные или песчаные, с высоким содержанием органического вещества в

Таблица 1. Почвы и растительные сообщества на мониторинговых площадках

№ площадки	Координаты	Высота над уровнем моря, м	Почвенный профиль	Название почвы по [8]	Название почвы по WRB [33]	Растительное сообщество (по [14])
С1	67°27'59.821" с. ш. 32°26'42.299" в. д.	170	O(4*)-AO(5)-E(15)- B1f(38)-B2f(63)-BC(77)	Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене	Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично-лишайниковый
С2	67°28'56.701" с. ш. 32°24'50.400" в. д.	175	O(10/12)-AO(11/13)- E(19/22)-B1f(32)-B2f(48)	Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене	Glossic Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично-багульниково-зеленомошный
П-1	67°32'27.780" с. ш. 32°19'13.260" в. д.	133	O(5)-AO(6/7)-E(11/15)- B1f(31)-B2f(48)-BC(77)- C(115)	Подзол иллювиально-железистый псевдофибровый мелкоподзолистый песчаный на морене	Glossic Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично-лишайниковый
П-2	67°33'32.461" с. ш. 32°29'16.321" в. д.	199	O(3,5)-AO(6)-E(15)- B1f(29)-B2f(40)	Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене	Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зелено-мошно-лишайниковый черничный
П-3	67°27'7.081" с. ш. 32°40'24.539" в. д.	153	O(1)-AO(2)-E(4/8)- B1f(12/15)-B2f(24)- BC(40)-C(55)	Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зелено-мошно-лишайниковый черничный
П-4	67°22'50.941" с. ш. 32°26'0.060" в. д.	162	O(6)-AO(7/10)-E(10/19)- B1f(20/30)-B2f(36)- BC(47)-C(60)	Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Skeletal Albic Podzol (Arenic)	Ельник чернично-зеленомошный (с примесью сосны)
П-5	67°24'13.561" с. ш. 32°20'15.900" в. д.	171	O(2)-AO(4)-E(8/12)- B1f(19/21)-B2f(26)- BC(40)-C(48)	Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Skeletal Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зелено-мошно-лишайниковый черничный
К-1	67°34'6.060" с. ш. 32°14'18.780" в. д.	192	O(2)-AO(4)-E(10/14)- B1f(30)-B2f(39)	Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Glossic Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично-лишайниковый
К-II	67°35'25.200" с. ш. 32°35'48.120" в. д.	160	O(7)-AO(9)-AE(10)- E(16)-B1f(25)-B2f(37)	Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Skeletal Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично-лишайниковый
К-III	67°26'2.940" с. ш. 32°53'30.840" в. д.	205	O(3)-AO(5)-E(10/14)- B1f(30)-B2f(42)-BC(58)- C(65)	Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Skeletal Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зелено-мошно-лишайниковый черничный
К-IV	67°20'8.700" с. ш. 32°23'0.600" в. д.	166	O(3)-AO(4)-E(5/12)- B1f(16)-B2f(28)-BC(35)	Подзол иллювиально-железистый карликовый поверхностно-подзолистый песчаный на морене	Skeletal Glossic Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зелено-мошно-лишайниковый черничный
Ф	67°34'38.820" с. ш. 31°49'47.219" в. д.	180	O(3)-AO(5)-E(8/11)- B1f(17/18)-B2f(28)- BC(40)-C(54)	Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Skeletal Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично-лишайниковый

\* Примечание. Здесь и далее в скобках указана глубина нижней границы горизонта. Для языковатых и карманных границ глубина нижней границы указана через дробь.

подстилке и низким содержанием гумуса в минеральной толще. Почти во всех почвенных разрезах наблюдается элювиально-иллювиальная дифференциация органического вещества, ила, обменных катионов и величины гидролитической кислотности.

Плотность загрязнения (запас)  $^{137}\text{Cs}$  в корнеобитаемой толще (0–30 см) исследованных почв составляет 0.53–2.46 кБк/м<sup>2</sup> (табл. S2), что существенно ниже установленного уровня относительно удовлетворительной экологической обстановки в 37 кБк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>) и позволяет отнести исследованные участки к незагрязненным территориям [9]. Плотность загрязнения почвы глобальными выпадениями  $^{137}\text{Cs}$  для широтного пояса 60°–70° с. ш. с учетом радиоактивного распада должна составлять в настоящее время около 1.0–1.5 кБк/м<sup>2</sup> [3, 13]. По данным Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), в 2009 г. в северной части Финляндии плотность загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$  составила 1.2 кБк/м<sup>2</sup> [32]. В западной Швеции плотность загрязнения почвы от глобальных выпадений между 1962 и 1966 гг. составляла 1.42–2.70 кБк/м<sup>2</sup>, а от глобальных выпадений в 1987 г. (на территориях, не подвергнувшихся сильному загрязнению в первые дни после Чернобыльской аварии) 0.82–2.61 кБк/м<sup>2</sup>. В 2003 г. эти показатели уменьшились до 0.57–1.90 кБк/м<sup>2</sup> [30]. Зафиксированные в нашей работе значения плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  вокруг КоАЭС близки к этому уровню, и, по-видимому, обусловлены преимущественно глобальными выпадениями.

Вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  имеет регрессивно-аккумулятивный характер. Максимальные значения удельных активностей  $^{137}\text{Cs}$  наблюдаются в подстилке и составляют 30.1–103.5 Бк/кг. В переходном горизонте АО удельная активность снижается в 2–6 раз и составляет 13.6–68.0 Бк/кг. По данным исследований Кузьменковой [10], проводившихся вблизи северо-западного побережья Кольского залива, для верхних слоев подстилок иллювиально-железистых подзолов фоновых территорий Кольского полуострова характерна удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  34 Бк/кг. По данным исследований АМАР, для верхних 3 см органогенных горизонтов почв Финляндии, находящихся на широте КоАЭС, этот показатель находится в пределах 50–100 Бк/кг [31]. В верхней части органогенной толщи почв северо-западной части Норвегии удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  составляет 151 Бк/кг, а в более глубоких органогенных слоях уменьшается до 12.7–57.0 Бк/кг [34]. Эти значения сопоставимы с полученными нами результатами. В нижележащих горизонтах удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  многократно снижается. В подзолистом горизонте Е она составляет 1.2–7.9, в В1f – 1.0–7.4, в В2f – от <0.7 до 2.9 Бк/кг. В гори-

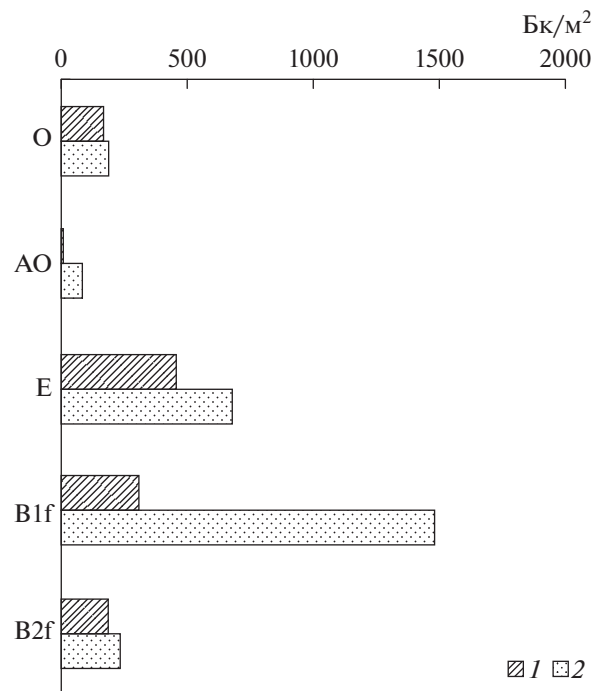


Рис. 2. Профильное распределение запаса  $^{137}\text{Cs}$  в подзолах площадок П-4 (1) и П-2 (2), Бк/м<sup>2</sup>.

зонтах ВС и С активность  $^{137}\text{Cs}$  составляет менее 0.7 Бк/кг. В некоторых почвенных профилях (площадки П-2, П-3, С-2, К-1, К-IV) наблюдается элювиально-иллювиальная дифференциация по  $^{137}\text{Cs}$ : его удельная активность в горизонте В1f выше, чем в подзолистом. Это может быть связано с характерной для подзолов дифференциацией по профилю веществ, способствующих удержанию  $^{137}\text{Cs}$ : илестых частиц и органического вещества [1].

Вертикальное распределение запасов  $^{137}\text{Cs}$  по генетическим почвенным горизонтам имеет несколько иной характер. Наибольшие запасы  $^{137}\text{Cs}$  отмечены в горизонтах Е (рис. 2, А), а также В1f (рис. 2, Б). Следовательно, плотность загрязнения (запас)  $^{137}\text{Cs}$  в органогенных горизонтах оказалась существенно меньше, чем в минеральных. В горизонтах О и АО исследованных подзолов сосредоточено лишь 10–40% от запаса  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0–30 см, тогда как в северо-таежной зоне Западной Сибири запас  $^{137}\text{Cs}$  в подстилке достигает 0.42 кБк/м<sup>2</sup> и составляет до 40% его запасов во всем ландшафте [26]. В лесной подстилке подзолов 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС по состоянию на 1995 г. было зафиксировано 66–83% суммарного запаса этого радионуклида [40]. При этом запас  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0–30 см, включающем горизонты О, ОА, Е и верхнюю часть В1f исследованных подзолов, составляет от 60 до 90% от суммарного по всей глубине почвенных профилей.

**Таблица 2.** Варьирование удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах зоны наблюдения КоАЭС ( $n = 10$ )

Показатель		Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	Коэффициент вариации, %	Закон распределения*
Удельная активность $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	О	68.8	69.5	43.5	104	32	Нормальный
	АО	33.5	31.3	13.6	57.3	44	Нормальный
	Е	5.1	4.1	1.2	12.5	65	Нормальный
	В1f	3.2	2.9	1.0	7.5	65	Нормальный
	В2f	1.0	1.0	0	2.9	109	Нормальный
Плотность загрязнения слоя 0–30 см, кБк/м <sup>2</sup>		1.26	1.03	0.53	2.46	46	Нормальный
Плотность загрязнения подстилки, кБк/м <sup>2</sup>		0.21	0.19	0.12	0.33	38	Нормальный

\* По критерию Уилка–Шапиро ( $p < 0.05$ ).

Значит, до 1/3 запаса  $^{137}\text{Cs}$  сосредоточено в более глубоких горизонтах почвы и почвообразующей породе. Такая более интенсивная миграция  $^{137}\text{Cs}$  обусловлена значительной долей подвижных форм радионуклида, поступавшего в составе глобальных выпадений, по сравнению с чернобыльскими, характеризовавшимися присутствием труднорастворимых топливных частиц [15, 16]. Еще одним фактором, обуславливающим достаточно интенсивную вертикальную миграцию  $^{137}\text{Cs}$  в исследованных профилях, является низкое содержание илстой фракции в верхних горизонтах подзолов [1].

Зафиксированные уровни удельных активностей и плотностей загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах в зоне наблюдения КоАЭС характеризуются широкими диапазонами варьирования (табл. 2). Статистические распределения исследуемых показателей (плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  подстилки и толщи 0–30 см; удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  в отдельных горизонтах подзолов) в зоне наблюдения КоАЭС удовлетворяют нормальному закону ( $p < 0.05$ ). Для ЗН КоАЭС среднее значение плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в корнеобитаемом слое 0–30 см было равным 1.26 кБк/м<sup>2</sup>, тогда как отдельно в подстилке – в 6 раз меньше ( $p < 0.05$ ). При этом коэффициент вариации (47%) больше, чем на фоновых территориях европейской части России в дочернобыльский период – 15–25% [22]. Увеличение коэффициентов вариации удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в средних и глубоких горизонтах подзолов указывает на неравномерность проникновения этого радионуклида в исследованные профили.

Средняя плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0–30 см почв ЗН КоАЭС не имеет статистически значимых отличий ( $p < 0.05$ ) от уровня 1.03 кБк/м<sup>2</sup>, зафиксированного на фоновой площадке (табл. 3). Значения плотностей загрязнения слоя 0–30 см и органогенных горизонтов для СЗЗ КоАЭС, наиболее близко расположенной к атомной станции площадки, статистически значимо ( $p < 0.05$ ) меньше, чем средняя плотность загрязнения в ЗН КоАЭС.

Для наиболее удаленной от АЭС фоновой площадки плотность загрязнения подстилки значительно ( $p = 0.05$ ) меньше, чем среднее по ЗН КоАЭС. Однако полученный результат, по-видимому, обусловлен локальным уменьшением запаса подстилки на фоновой площадке. При этом между величинами мощности органогенной толщи в СЗЗ КоАЭС, на фоновой площадке и в ЗН статистически достоверных ( $p < 0.05$ ) различий не обнаружено. Такие особенности варьирования мощности и запасов подстилки в различных биогеоценотических условиях необходимо учитывать при сравнении значений плотности загрязнения этого горизонта на различных площадках.

Таким образом, при анализе всей верхней почвенной толщи 0–30 см не выявлено статистически значимого ( $p < 0.05$ ) увеличения средней плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в ЗН КоАЭС по сравнению с фоновым уровнем. Следовательно, плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в ЗН обусловлена преимущественно глобальными выпадениями, а воздействие КоАЭС на распределение этого радионуклида не подтверждается. Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в СЗЗ АЭС значимо снижена по сравнению со средним уровнем этого показателя в ЗН. При опробовании в пределах поверхностных органогенных горизонтов отмечено увеличение плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в ЗН КоАЭС по сравнению с фоновой площадкой, которое обусловлено меньшим запасом подстилки на ней.

Для оценки возможного влияния атомной станции на накопление  $^{137}\text{Cs}$  проведен анализ корреляционных связей между радиоэкологическими показателями и географическими, метеорологическими и почвенными характеристиками. Статистически достоверных ( $p < 0.05$ ) связей между содержанием  $^{137}\text{Cs}$  в почва площадке и расстоянием от объекта воздействия, скоростью и повторяемостью ветров в этом районе, высотой над уровнем моря не обнаружено (табл. 3). По-видимому, зафиксированные значения со-

**Таблица 3.** Результаты сравнения средних значений показателей загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в ЗН с СЗЗ АЭС и фоновой площадкой

Показатель	Среднее для ЗН ( $n = 10$ )	СЗЗ АЭС		Фон	
		значение	наблюдаемый $t$ -критерий	значение	наблюдаемый $t$ -критерий
Плотность загрязнения 0–30 см, кБк/м <sup>2</sup>	1.24	0.75	<b>2.70*</b>	1.03	1.14
Плотность загрязнения под- стилки, кБк/м <sup>2</sup>	0.21	0.15	<b>2.33</b>	0.11	<b>3.85</b>
Мощность подстилки, см	6.1	5.0	1.16	5.0	1.16
Запас подстилки, кг/м <sup>2</sup>	4.12	3.48	1.42	1.68	<b>5.39</b>

\* Полу жирным выделены значимые различия при сравнении по  $t$ -критерию Стьюдента ( $p < 0.05$ ;  $t_{кр} = 2.26$ ).

**Таблица 4.** Коэффициенты корреляции Спирмена для плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/м<sup>2</sup>) в разных горизонтах или слоях почвы с расстоянием от АЭС, метеорологическими или почвенными показателями

Показатель	Коэффициент корреляции						
	горизонт					слой 0–30 см	органогенные (O + AO) горизонты
	O	AO	E	B1f	B2f		
Расстояние от АЭС, км	–0.20	–0.17	0.09	–0.31	–0.28	0.15	–0.41
Повторяемость ветров за 2012–2016 годы, %	–0.11	–0.15	–0.50	–0.09	–0.09	–0.50	–0.14
Средняя скорость ветра за 2012–2016 годы, м/с	0.05	0.47	–0.07	0.54	0.08	0.19	0.25
Высота над уровнем моря, м	–0.29	–0.20	0.22	–0.15	–0.13	–0.15	–0.27
Мощность подстилки, см	0.41	–0.21	–***	–	–	0.54	0.34
Запас подстилки, кг/м <sup>2</sup>	<b>0.67*</b>	0.20	–	–	–	0.48	<b>0.77</b>
Потеря при прокаливании, %	0.36	–0.23	–	–	–	–	–
$S_{орг}$ , %	–	–	0.36	0.10	0.47	–	–
Запас органического веще- ства**, кг/м <sup>2</sup>	<b>0.81</b>	0.52	0.51	0.53	0.50	<b>0.69</b>	<b>0.84</b>
pH H <sub>2</sub> O	–0.41	0.29	–0.38	0.48	–0.32	–	–
pH KCl	–0.20	–0.08	–0.32	0.18	–0.42	–	–
$H_F$ , смоль(+)/кг	0.00	–0.50	0.04	0.07	0.58	–	–
Обменный Ca <sup>2+</sup> , смоль(+)/кг	0.45	–0.18	0.27	0.10	–0.07	–	–
Обменный Mg <sup>2+</sup> , смоль(+)/кг	–0.08	–0.14	0.00	–0.05	0.62	–	–
Содержание ила (<0.001 мм), %	–	–	0.42	–0.27	0.48	–	–
Содержание физической глины (<0.01 мм), %	–	–	<b>0.59</b>	–0.24	0.33	–	–

\* Значимые коэффициенты корреляции при  $n = 12$  и  $p < 0.05$  выделены полужирным,  $r_{кр} = 0.58$ .

\*\* Для расчета запаса органического вещества в горизонтах подстилки использовалась потеря при прокаливании, в минеральных горизонтах – содержание органического вещества ( $S_{орг} \times 1.724$ ).

\*\*\* Прочерки – коэффициенты корреляции не рассчитывались.

держания  $^{137}\text{Cs}$  в почвах на различных площадках вокруг КоАЭС связаны с региональным распределением глобальных выпадений этого радионуклида.

Особенности накопления  $^{137}\text{Cs}$  почвами разных площадок могут быть обусловлены физиче-

скими и химическими свойствами почвенных горизонтов. При расчете коэффициентов корреляции Спирмена между плотностями загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в генетических горизонтах исследованных почв и их химическими свойствами (табл. 4) выявлены статистически значимые ( $p < 0.05$ ) пря-



мые взаимосвязи с содержанием физической глины (<0.01 мм) для горизонта Е и с запасом подстилки и запасом органического вещества для горизонта О.

Выявленные корреляционные связи показывают, что органическое вещество, с одной стороны, способствует удержанию  $^{137}\text{Cs}$  в почве, и, следовательно, увеличению плотности загрязнения ее верхнего корнеобитаемого слоя. Подобная закономерность отмечалась для  $^{137}\text{Cs}$  в различных типах лесных экосистем [28, 40] и агропочвах [19]. С другой стороны, вследствие низкого содержания илистой фракции в верхних минеральных горизонтах исследованных подзолов этот техногенный радионуклид проникает глубже, чем в песчаных почвах, подвергшихся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС [40]. Действительно, содержание илистой фракции в горизонтах Е исследованных подзолов не превышает 0.95%, в то время как в подзолах Брянской и Калужской областей, подвергшихся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, оно составляет 2.6–3.3%. При этом миграция  $^{137}\text{Cs}$  по профилям подзолов осуществляется, по всей видимости, в составе подвижных органоминеральных комплексов.

Таким образом, в исследованных почвах наблюдаются условия, способствующие высокой подвижности  $^{137}\text{Cs}$ .

## ВЫВОДЫ

1. Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  корнеобитаемой толщи (0–30 см) в исследованных почвах вокруг КоАЭС варьирует в диапазоне 0.53–2.46 кБк/м<sup>2</sup>, что соответствует фоновым уровням. Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в зоне наблюдения обусловлена преимущественно глобальными выпадениями, а воздействие КоАЭС на распределение этого радионуклида не выявлено.

2. Распределение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в профилях исследованных подзолов имеет регрессивно-аккумулятивный, а запасов — элювиально-иллювиальный характер.

3. При анализе корреляционных связей с почвенными свойствами установлено, что наибольшее влияние на накопление  $^{137}\text{Cs}$  оказывает запас органического вещества. Для подзолистого горизонта выявлена связь  $^{137}\text{Cs}$  с содержанием физической глины.

4. В подзолах района расположения Кольской атомной электростанции  $^{137}\text{Cs}$  гораздо более подвижен, чем в ранее изученных подзолах России. Созданные физико-химические условия приводят к проникновению этого радионуклида вглубь профиля, и в лесной подстилке остается не более 30% его запаса в 30-сантиметровой толще. Это свидетель-

ствует о том, что для полноценного анализа накопления  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове северо-таежных экосистем недостаточно измерения удельной активности только в образцах, отобранных из верхних горизонтов почвы: требуется их отбор по генетическим горизонтам и расчет плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ .

## КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

## ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

**Таблица S1.** Физико-химические показатели подзолов в зоне влияния Кольской атомной электростанции.

**Таблица S2.** Плотность загрязнения и удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  в генетических горизонтах исследованных почв.

**Рис. S1.** Повторяемость ветров и средняя скорость ветра в районе размещения Кольской атомной электростанции за 2012–2016 гг. по данным метеостанции АМС-1 АСКРО КоАЭС.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агапкина Г.И., Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А. и др. Многолетняя динамика содержания Cs-137 в почвенных растворах лесных биогеоценозов Украинского полесья // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, Почвоведение. 1998. № 3. С. 19–24.
2. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации // Почвоведение. 2009. № 12. С. 1487–1498.
3. Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Ионов В.А. Глобальное загрязнение и дозы внешнего облучения на территории СССР // Атомная энергия. 1977. Т. 42. Вып. 5. С. 355–360.
4. Воробьева Т.А., Евсеев А.В., Кузьменкова Н.В. Радиогеохимические особенности природной среды Кольского полуострова // Мат-лы V межд. конф. Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Томск, 2016. С. 160–162.
5. Горячкин С.В., Егоров Н.Ю., Егоров Ю.А. и др. К оценке состояния регионов действующей и проектируемой Кольской АЭС // Экология регионов атомных станций (ЭРАС-4). М.: АЭП, 1995. С. 270–310.
6. Дмитриев Е.А. Математическая статистика в почвоведении. Учебник / Науч. ред. Благовещенский Ю.Н. М.: Кн. дом "ЛИБРОКОМ", 2009. 328 с.
7. Евсеев А.В., Телелекова А.Д. Современное состояние экосистем Кольского полуострова // АРКТИКА. XXI век. Естественные науки. 2014. № 1(1). С. 33–37.
8. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 221 с.
9. Критерии оценки экологической обстановки территории для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия.



- Утв. министром природных ресурсов РФ В.И. Даниловым-Данильяном, 1992.
10. Кузьменкова Н.В. Оценка радиационного состояния почв и лишайников северо-западного побережья Кольского залива // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2009. № 2. С. 32–36.
  11. Линник В.Г., Шкинев В.М., Рощина И.А. и др. Распределение химических элементов в почвенных микрочастицах северной тайги в зоне влияния Кольской АЭС // Вестник Тюменского гос. ун-та. 2011. № 12. С. 47–55.
  12. Линник В.Г., Шкинев В.М., Рощина И.А., Борисов А.П., Данилова Т.В. Распределение химических элементов в почвенных микрочастицах северной тайги в зоне влияния Кольской АЭС // Вестник Тюменского гос. ун-та. 2011. Т. 12. С. 47–55.
  13. Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий-137 в биосфере. М.: Атомиздат, 1975. 184 с.
  14. Нештаев В.Ю., Нештаева В.Ю. Синтаксономическое разнообразие сосновых лесов Лапландского заповедника // Ботанический журн. 2002. Т. 87. № 1. С. 99–106.
  15. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.
  16. Переволоцкий А.Н. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП “Институт радиологии”, 2006. 255 с.
  17. Практикум по агрохимии / Под ред. Минеева В.Г. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 689 с.
  18. Преддипломный практикум по физике твердой фазы почв / Под ред. Шеина Е.В. М., 2011. 82 с.
  19. Санжарова Н.И., Сысоева А.А., Исамов Н.Н., Алексахин Р.М., Кузнецов В.К., Жигарева Т.Л. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Российский химический журн. 2005. Т. XLIX. № 3. С. 26–34.
  20. Семенихина М.Б., Семенихина М.Е. Некоторые аспекты радиоэкологического мониторинга объектов окружающей природной среды в районе размещения КоАЭС // Вестник МГТУ. 2006. Т. 9. № 5. С. 843–846.
  21. Семенов И.Н., Усачева А.А., Мирошников А.Ю. Распределение цезия-137 глобальных выпадений в таежных и тундровых катенах бассейна реки Обь // Геология рудных месторождений. 2015. Т. 57. № 2. С. 154–173.  
<https://doi.org/10.7868/S0016777015010050>
  22. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Хацкевич Р.Н. Пространственное распределение цезия-137 в почвах европейской части СССР // Почвоведение. 1978. № 4. С. 47–48.
  23. Титаева Н.А. Ядерная геохимия. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2000. 336 с.
  24. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Под ред. Алексахина Р.М. М.: Наука, 1990. 368 с.
  25. Усачева А.А., Семенов И.Н.  $^{137}\text{Cs}$  в растениях и почвах таежных и тундровых ландшафтов Западной и Средней Сибири // Геохимия ландшафтов. К 100-летию со дня рождения Александра Ильича Перельмана. 2017. С. 498–521.
  26. Усачева А.А., Семенов И.Н., Мирошников А.Ю. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в растениях и почвах фоновых западно-сибирских ландшафтов тундры и тайги // Успехи современного естествознания. 2016. № 9. С. 185–189.
  27. Филонова А.А., Серегин В.А. Миграция техногенных радионуклидов в почвах и донных отложениях прибрежной полосы пункта временного хранения СевРАО и ее влияние на возможное загрязнение морской акватории // Гигиена и санитария. 2014. № 2. С. 18–22.
  28. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Богатырев Л.Г. Роль лесных подстилок различного генезиса в миграции техногенных радионуклидов // Вестник Московского университета. Сер. 17. Почвоведение. 2004. № 4. С. 14–22.
  29. Экологический атлас Мурманской области. М.—Апатиты: КНЦ РАН, 1999. 48 с.
  30. Almgren S. Studies on the Gamma Radiation Environment in Sweden with Special Reference to  $^{137}\text{Cs}$ . Doctoral Thesis. 2008. Department of Radiation Physics. Göteborg University. Printed in Sweden by: Chalmers Reproservice, Göteborg. 64 p.
  31. AMAP Assessment 2002: Radioactivity in the Arctic. AMAP, 2004. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xi + 100 p.
  32. AMAP: Arctic Pollution 2009. AMAP, 2009. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xi + 83 p.
  33. IUSS Working Group WRB. 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Report 106. FAO. Rome.
  34. Klos A., Ziembik Z., Rajfur M. The origin of heavy metals and radionuclides accumulated in the soil and biota samples collected in Svalbard, near Longyearbyen // Ecological Chemistry and Engineering. 2017. V. 24. № 2. P. 223–238.  
<https://doi.org/10.1515/eces-2017-0015>
  35. Klyashtorin A.L. Peculiarities of  $^{137}\text{Cs}$  vertical migration in pine ecosystem with stem flow, throughfall, litterfall and infiltration // Contaminated forests. NATO Science Series (Ser. 2: Environmental Security). 1999. V. 58. P. 77–84.  
[https://doi.org/10.1007/978-94-011-4694-4\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-011-4694-4_8)
  36. Koivurova M., Leppanen A., Kallio A. Transfer factors and effective half-lives of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in different environmental sample types obtained from Northern Finland: case Fukushima accident // J. Environ. Radioact. 2015. V. 146. P. 73–79.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.04.005>
  37. Plamboeck A.H., Nylen T., Agren G. Comparative estimations of  $^{137}\text{Cs}$  distribution in a boreal forest in northern Sweden using a traditional sampling approach and a portable NaI detector // J. Environ. Radioact. 2006. V. 90. Issue 2. P. 100–109.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.06.011>
  38. Rafferty B., Dawson D., Klyashtorin A. Decomposition in two pine forests: the mobilization of  $^{137}\text{Cs}$  and K from

- forest litter // *Soil Biol. Biochem.* 1997. V. 29. Iss. 11/12. P. 1673–1681.  
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00081-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00081-3)
39. *Rosen K., Ogborn I., Lonsjo H.* Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987–1995 // *J. Environ. Radioact.* 1999. V. 46. Iss. 1. P. 45–66.  
[https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(99\)00040-5](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(99)00040-5)
40. *Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L.* Bio-geochemical Migration of Technogenic Radionuclides in Forest Ecosystems. M.: Nauka, 2001. 235 p.
41. *Thorning H., Skuterud L., Steinnes E.* Distribution and turnover of  $^{137}\text{Cs}$  in birch forest ecosystems: influence of precipitation chemistry // *J. Environ. Radioact.* 2012. V. 110. P. 69–77.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.02.002>

## Contents and Distribution of $^{137}\text{Cs}$ in Podzols in the Area of the Kola Nuclear Power Plant

**M. B. Popova<sup>1, \*</sup>, D. V. Manakhov<sup>2</sup>, A. N. Kizeev<sup>3</sup>, S. F. Ushamova<sup>4</sup>, D. N. Lipatov<sup>2</sup>,  
 A. Yu. Chirkov<sup>5</sup>, P. S. Orlov<sup>5</sup>, and S. V. Mamikhin<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>*Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry of Russian Academy of Science, Moscow, 119991 Russia*

<sup>2</sup>*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

<sup>3</sup>*Khlopin Radium Institute of State Atomic Energy Corporation Rosatom, St. Petersburg, 194021 Russia*

<sup>4</sup>*Avrorin Polar-Alpine Botanical Garden-Institute of Kola Science Center of Russian Academy of Sciences, Akademgorodok, Apatity, Murmansk region, 184209 Russia*

<sup>5</sup>*Branch of Rosenergoatom Concern JSC, Kola Nuclear Power Plant, Polyarny Zori, Murmansk region, 184230 Russia*

\*e-mail: marbpop@gmail.com

The content and profile distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in iron-illuvial dwarf and shallow-podzolic podzols (Albic Podzol) formed under bilberry-lichen and green-lichen-bilberry pine forests in the location area of the Kola nuclear power plant were analyzed. The pollution density (reserve) of  $^{137}\text{Cs}$  in the root-inhabited layer (0–30 cm) in the studied soils was significantly lower than the established control level of 37.000 Bq/m<sup>2</sup> and amounts to 530–2459 Bq/m<sup>2</sup>. A significant part of  $^{137}\text{Cs}$  (from 60 to 90%) is concentrated in the mineral horizons. It was shown that the pollution density of  $^{137}\text{Cs}$  in the observation zone of a nuclear power plant was mainly due to global fallout. The greatest influence on the  $^{137}\text{Cs}$  accumulation in the studied soils was exerted by the organic matter reserve.

*Keywords:*  $^{137}\text{Cs}$ , pollution density, radioecological monitoring, Albic Podzol