

УДК 631.438.2:630\*581(571.56)

## МИГРАЦИЯ $^{137}\text{Cs}$ И $^{90}\text{Sr}$ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ОБЪЕКТА АВАРИЙНОГО ПОДЗЕМНОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА «КРАТОН-3»

А. П. Чевычелов, П. И. Собакин

Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН  
677980, Якутск, просп. Ленина, 41

E-mail: chev.soil@list.ru, radioecolog@yandex.ru

Поступила в редакцию 28.02.2017 г.

Исследованы содержание и распределение искусственных радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвенно-растительном покрове объекта аварийного подземного ядерного взрыва (АПЯВ) «Кратон-3», расположенного на территории Северо-Западной Якутии, в северотаежной подзоне мерзлотно-таежной области бореального пояса Восточной Сибири. В геоморфологическом отношении данный объект приурочен к пологому водораздельному склону, соединяющему пойму р. Марха с водораздельным пенепленом. В почвенном покрове преобладают дерново-карбонатные почвы (рендзины), которые характеризуются, как правило, маломощным почвенным профилем, слабощелочной реакцией среды, тяжелым гранулометрическим составом, насыщенным почвенно-поглощающим комплексом, резко убывающим профильным распределением гумуса. Несмотря на значительный период, прошедший после аварии, радиационная обстановка здесь остается напряженной. Гамма-фон в зоне радионуклидного загрязнения изменяется от 10 до 200 мкР/ч, что в 2–25 раз выше естественного, а плотность загрязнения радиоактивными изотопами почв сопряженных по стоку участков ландшафта составляет 34–1025 кБк/м<sup>2</sup> для  $^{137}\text{Cs}$  и 57–781 кБк/м<sup>2</sup> для  $^{90}\text{Sr}$ , что соответственно в 30–1000 и 55–800 раз выше уровней глобальных выпадений данных радионуклидов. Оценены скорости вертикальной миграции данных радиоактивных элементов, которые составляют 0.11–0.84 % для  $^{137}\text{Cs}$  и 0.79–1.44 % для  $^{90}\text{Sr}$  в год от общей плотности радиоактивного загрязнения. При этом минимальная скорость вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  (0.11 %) зарегистрирована в дерново-карбонатной выщелоченной, а максимальная (0.84 %) – в дерново-карбонатной неполноразвитой почве, в профиле которой отсутствуют органогенный и гумусово-аккумулятивный горизонты. В данной почве миграционные способности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  одинаковы и составляют 0.84 и 0.79 % соответственно. На основе факторного анализа – метода главных компонент определены факторы миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в мерзлотных почвах исследуемого района. Отмечено, что уровни радиоактивного загрязнения растительности на данном объекте остаются высокими, при этом концентрация радиоцезия в растениях, произрастающих на территории данного АПЯВ, превышает фоновый уровень в 40–5000 раз.

**Ключевые слова:** почвенно-растительный покров, радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , миграция, радиоактивное загрязнение.

DOI: 10.15372/SJFS20170605

### ВВЕДЕНИЕ

Техногенное радиоактивное загрязнение почв на территории России обусловлено в основном  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  глобального происхождения, а на территориях отдельных субъектов федерации – радионуклидами, появившимися в результате аварий на промышленных предприятиях. По данным аэрогамма-спектрометрической съемки примерно 15 % площади европейской территории России загрязнено  $^{137}\text{Cs}$

после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. На Южном Урале после трех аварий на производственном объединении «Маяк» остался радиоактивный след общей площадью 23 000 км<sup>2</sup>. В 1993 г. в Томской области произошла авария на Сибирском химическом комбинате, в результате которой образовался узкий радиоактивный след площадью около 1 000 км<sup>2</sup> (Почва..., 2001). Оценкой радиационной обстановки и особенностей миграции техногенных радионуклидов в почвенно-растительном покрове в зоне дан-

ных радиационных аварий исследователи уже занимались в разное время, вследствие чего по данной проблеме накоплен значительный аналитический материал (Булгаков и др., 1990; Круглов и др., 1990; Щеглов, 2000; Kato et al., 2012; Tegamage et al., 2014 и др.).

Вместе с тем до последнего времени оставалось не изученным состояние почвенно-растительного покрова в районах проведения так называемых мирных, или промышленных, подземных ядерных взрывов (ПЯВ). Лишь в последние годы в опубликованных работах появились отдельные данные, позволяющие судить о реальных масштабах и уровнях радионуклидного загрязнения почвенно-растительного покрова в местах проведения ПЯВ, в том числе и аварийных, известных под кодовыми названиями «Тайга», «Кристалл» и «Кратон-3» (Гедеонов и др., 1993; Takada et al., 1999; Мясников, 2000; Лурье, 2002; Gedeonov et al., 2002; Ramzaev et al., 2011 и др.).

Известно, что всего в Российской Федерации за период 1965–1988 гг. произведен 81 промышленный ПЯВ, причем более трети из них (32) проведены на территории криолитозоны России (Касаткин и др., 2003). На территории Республики Саха (Якутия) в течение 1974–1984 гг. произведено 12 ПЯВ, двум из которых – «Кристалл» и «Кратон-3» – присвоен статус радиационных аварий (Бурцев, Колодезникова, 1997). Считаемся до последнего времени «девственными» северные экосистемы в настоящее время подвержены широкомасштабному антропо- и техногенному прессу. Согласно В. Блюму (2001), в равновесных условиях почва (педосфера) аккумулирует 90.5 % всех загрязнителей, поступающих в окружающую среду, т. е. в различные компоненты биосферы.

Известно, что мерзлотные почвы обладают явной спецификой энерго- и массообмена и низкой способностью к восстановлению. В связи с этим цель представленной статьи – изучение содержания и распределения искусственных радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвенно-растительном покрове АПЯВ «Кратон-3», а также оценка уровня и масштаба радиоактивного загрязнения на данном объекте.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

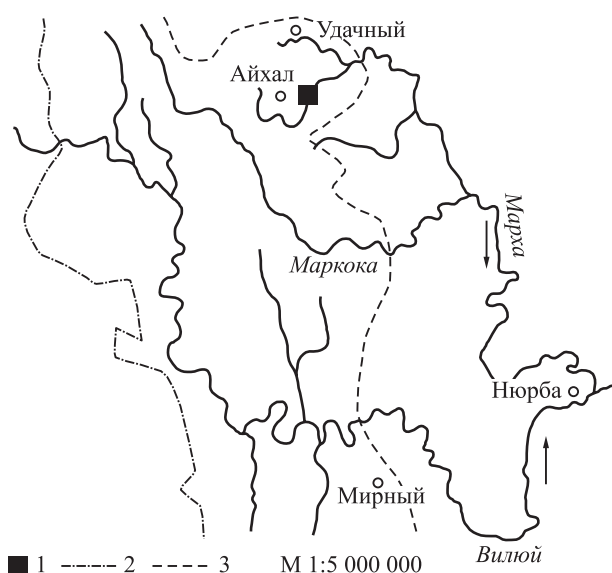
Исследовали дерново-карбонатные и аллювиальные почвы, а также отдельные виды лесных растений, произрастающие на данных почвах в зоне радиоактивного загрязнения. В ходе

исследований проведена гамма-съемка в режиме поиска с использованием радиометра СРП-68-02. В результате дозиметрической гамма-съемки выбраны участки с разным уровнем техногенного загрязнения, который оценивали по величине гамма-фона. На выбранных участках в пределах фаций общего ландшафтно-геохимического профиля закладывали почвенные разрезы, в которых проводили полное морфологическое описание и диагностику исследуемых типов почв, а также отбор проб для проведения радиометрических и физико-химических анализов. Отбор образцов почв вели послойно через 1–4 см с поверхности до глубины 50 см с учетом площади и границ генетических горизонтов. Физико-химические свойства и состав почв определяли по стандартным методикам, принятым в почвоведении (Аринушкина, 1970).

Отбор растительных проб проводили в непосредственной близости от почвенных разрезов согласно методикам Н. И. Базилевич и др. (1978). Были отобраны следующие виды растений: лиственница Гмелина *Larix gmelinii*, ива скальная *Salix saxatilis*, береза тощая *Betula exilis*, курильский чай *Dasiphora fruticosa*, арктоус красноплодный *Arctous erythrocarpa*, иванчай *Chamaenerion angustifolium*, осока стоповидная *Carex pediformis*, мох *Tomentypnum nitens*, лишайники *Cladonia stellaris* и *C. arbuscula*. Древесные и кустарниковые растения спиливали у оснований стволов и разделяли на листья (хвою), ветви и ствол, а надземную часть трав, мхов и лишайников срезали с определенной площади. Все растительные образцы высушивали и озоляли при температуре 500 °С. Определение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  проводили методом гамма-спектрометрического (Методика..., 2007), а  $^{90}\text{Sr}$  – радиохимического анализа (Павловская, 1997).

Для обработки полученных аналитических данных использовали многомерные статистические методы – корреляционный и факторный анализы (Йереског и др., 1980).

Объект «Кратон-3» находится на северо-западе Республики Саха (Якутия), примерно в 40 км к востоку от пос. Айхал и в 60 км к югу от г. Удачный (см. рисунок). ПЯВ «Кратон-3» произведен 24 августа 1978 г. по заказу бывшего Министерства геологии СССР для сейсмического зондирования осадочного чехла земной коры. Заложенный на глубине 577 м плутониевый заряд мощностью 19 кт из-за отклонений от проектной технологии и нарушения герметизации зарядной скважины приблизительно на 5-й се-



Географическое положение ПЯВ «Кратон-3».

1 – расположение объекта «Кратон-3»; 2 – административная граница Республики Саха (Якутия); 3 – административная граница между районами Республики Саха (Якутия).

кунде после взрыва выбросил в атмосферу и на поверхность почвы радиоактивные продукты взрыва, превратив около 100 га прилегающего массива леса в «мертвую зону». Впоследствии данный ПЯВ был классифицирован как радиационная авария (Бурцев, Колодезникова, 1997).

Согласно геоморфологическому районированию территории Вилюйского бассейна (Зольников и др., 1962) исследуемый объект расположен в пределах района, представляющего сильно- и среднерасчлененное плато, сложенное преимущественно карбонатными палеозойскими породами, изредка с выходами траппов. Рельеф самого объекта «Кратон-3» в пределах ближнего радиоактивного следа представляет собой склоновую поверхность юго-западного простирания с уклоном  $2^{\circ}$ – $3^{\circ}$ . Данный пологий склон соединяет непосредственно узкую пойму р. Марха с водораздельным пенепленом.

В геологическом отношении район проведения ПЯВ «Кратон-3» расположен в пределах южного склона Анабарской антеклизы, основанием которой служат сильно метаморфизированные породы докембрийской платформы (Геология..., 1981). Толща осадочного чехла в исследуемом районе изменяется от 2.0 до 2.5 км. В его строении принимают участие карбонатно-терригенные породы рифея и венда, глинисто-карбонатные породы нижнего палеозоя и

песчано-глинистые четвертичные отложения. Почвообразующими породами в районе исследований являются, главным образом, элювиально-делювиальные отложения карбонатных осадочных пород – доломитов и известняков, которые характеризуются спокойным гамма-фоном, с колебаниями уровней радиоактивности в пределах 4–7 мкР/ч. Таким образом, отмечаемые здесь 5–10-кратные и более увеличения уровня радиоактивности на поверхности почвы обусловлены целиком радиоактивным загрязнением, образовавшимся в результате аварийного выброса при подземном ядерном взрыве.

Согласно фактическим значениям изменений основных элементов (тепло и влага) атмосферного климата (Справочник..., 1966), характерных для северотаежной подзоны Северо-Западной Якутии, климат исследуемой территории может быть охарактеризован как резко континентальный ( $K_k = 257$ )<sup>1</sup>, холодный ( $\Sigma t > 10^{\circ}C = 931^{\circ}C$ ) и семиаридный ( $K_y = 0.6$ ). При этом среднегодовая температура воздуха отрицательная и составляет  $-12.9^{\circ}C$ , а безморозный период очень короткий – 54 дня. За год выпадает 301 мм атмосферных осадков, при этом в теплое время (июнь–август) – 152 мм. Расчетная испаряемость за этот период, по нашим данным, составляет 251 мм. Территория характеризуется непрерывной криолитозоной. В районе верховьев р. Марха отмечена максимальная для Якутии мощность многолетнемерзлых пород, составляющая 1500 м. Мерзлые толщи распространены повсеместно на всех элементах рельефа, на любых типах грунтов.

Влияние мерзлоты, т. е. мерзлотного массообмена в почвах, приводит к формированию специфического мерзлотного или полигонально-трещиноватого микрорельефа поверхности, а следовательно, и дифференциации почвенно-растительного покрова и свойств почв в пространстве. Наличие полигонально-трещиноватого микрорельефа на поверхности почв однозначно указывает на присутствие почвенного льда или сильнольдистого ледогрунта, подстилающих современный деятельный слой почв.

Согласно лесорастительному районированию Якутии (Щербаков, 1975), исследуемая территория входит в состав Северо-Западного северотаежного округа, характеризующегося преобладанием в лесном покрове лиственницы даурской (Гмелина) (95 %) и кедрового стлани-

<sup>1</sup> В скобках приведены значения коэффициентов континентальности и увлажнения по Н. Н. Иванову, а также сумма активных ( $>10^{\circ}C$ ) температур.

ка (4 %) с небольшой примесью ели и березы. Преобладают листьяги бруснично-багульниковые моховые и бруснично-голубичные моховые. Они занимают около 60 % лесопокрытой площади, сформированной на плакорах водораздельных пространств. При этом общей чертой всех лесов подзоны является преобладание листьягов низких классов бонитета, как правило Va (Еловская и др., 1979). Травяно-кустарничковый ярус изрежен и представлен преимущественно голубикой и небольшой примесью багульника болотного, арктоуса красноплодного, брусники, хвоща, лимнаса Стеллера и др. Мхи занимают пониженные места, покрывая около 30–40 % всей площади, лишайники располагаются на буграх и их склонах, занимая около 60–70 % (Зольников и др., 1962).

Исследуемая территория согласно почвенно-географическому районированию Якутии входит в состав Верхневилуйско-Моркокинского района северотаежной подзоны мерзлотно-таежной области бореального пояса Восточной Сибири. Основу почвенного покрова здесь составляют дерново- и перегнойно-карбонатные почвы (рендзины), сформированные на элювиоделювии карбонатных пород – известняков и доломитов (Атлас..., 1989).

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Приведем географическую характеристику и морфологическое строение исследованных почвенных разрезов. Разрез 1–01Кн заложен на объекте «Кратон-3» в 200 м по Аз 30° от устья зарядной скважины, на склоне в начале погибшего леса. Склон покрыт сухостоем, порослью кустарников: ивы, березы тощей, курильского чая. В напочвенном покрове разнотравье, лишайники и мхи; проективное покрытие – 70 %. Морфологическое строение профиля: A0 (0–2) – A (2–8) – Bca (8–18) – BCcap (18–28) – CDcap (28–50) см. Почва дерново-карбонатная выщелоченная.

Разрез 2–01Кн заложен на объекте в 1200 м по Аз 45° от устья зарядной скважины, в верхней части склона с сухостоем, подростом ивы и березы тощей. Напочвенный покров кустарничково-мохово-лишайниковый, слабо развит. Строение профиля: A0 (0–1) – ABca (1–4) – BCcap (4–17) – CDcap (17–28) см. Почва дерново-карбонатная типичная.

Разрез 3–01Кн заложен в 1950 м по Аз 65° от устья зарядной скважины, в средней части склона с сухостоем, подростом из ивы и березы то-

щей. Напочвенный покров слабо развит и представлен мохово-лишайниковыми куртинами, покрывающими 50–70 % поверхности почвы. Строение профиля: Bca (0–4) – BCcap (4–16) – CDcap (16–40) см. Почва дерново-карбонатная неполноразвитая.

Разрез 4–01Кн заложен в 150 м вниз по склону от устья зарядной скважины и в 150 м вниз по течению от устья безымянного ручья при впадении его в р. Марха в высокой пойме реки, на нормальном злаково-разнотравном лугу с кустарником из ивы и березы тощей. Морфологическое строение профиля: Ad (0–2) – Aca (2–5) – [ABca] (5–11) – BCca (11–16) – Ccap (16–40) см. Почва аллювиальная светлогумусовая.

Реакция почв слабощелочная и незначительно изменяется по почвенному профилю (табл. 1).

Почвенный поглощающий комплекс насыщен основаниями, среди которых абсолютно преобладает  $\text{Ca}^{+2}$ , на долю обменного  $\text{H}^{+}$  приходится, как правило, менее 1 % от суммы обменных оснований. В исследованных почвах обнаружено высокое содержание свободных карбонатов. В почве разр. 1–01Кн содержание  $\text{CO}_2$  карбонатов постепенно увеличивается сверху вниз с 1.6 до 5.0 %, однозначно идентифицируя влияние слабовыраженного процесса выщелачивания.

Содержание и распределение органического вещества (ОВ) отличаются в исследованных типах почв, хотя в целом характеризуются аккумулятивным и резко убывающим характером. Это в особенности справедливо для почвы разр. 2–01Кн, где все ОВ сосредоточено в слое 0–11 см, а его основная часть (более 90 %) – в слое 0–4 см. Особо отличаются содержание и характер распределения ОВ в дерново-карбонатной неполноразвитой почве (разр. 3–01Кн). Здесь все ОВ равномерно распределено в верхнем 40-сантиметровом слое минеральных почвенных горизонтов. В профиле данной почвы не выделяются ни органические, ни органоминеральные горизонты. В аллювиальной светлогумусовой почве (разр. 4–01Кн) отмечен второй максимум содержания ОВ в погребенном горизонте [ABca]. Исследуемые почвы характеризуются тяжелым гранулометрическим составом, в основном средне-тяжелосуглинисто-глинистым. Это вообще характерно для почв, развитых на элювиоделювии доломитов и известняков.

Результаты исследований показали, что гамма-фон в зоне радионуклидного загрязнения изменяется от 10 до 200 мкР/ч, что в 2–25 раз выше естественного (табл. 2).

**Таблица 1.** Физико-химические свойства почв объекта «Кратон-3»

Горизонт	Глубина, см	pH <sub>водн</sub>	Гумус, %	Обменные катионы, мг-экв/100 г почвы				Фракции, %; размер, мм		СО <sub>2</sub> карбонатов, %
				Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	H <sup>+</sup>	Сумма	<0.001	<0.01	
<i>Дерново-карбонатная выщелоченная, разр. 1–01Кн</i>										
А	2–8	7.9	24.1	61.2	13.8	0.2	75.2	8.6	30.5	–
Вса	8–18	7.6	7.9	30.2	6.4	0.1	36.7	17.6	37.0	1.6
ВСсаp	18–28	7.5	7.0	28.4	7.4	0.1	35.9	22.6	44.4	3.6
CDсаp	35–45	7.5	0.4	35.5	8.5	–	44.0	29.9	64.1	5.0
<i>Дерново-карбонатная типичная, разр. 2–01Кн</i>										
АВса	1–4	7.6	5.6	29.4	3.6	0.1	33.1	22.6	52.4	5.6
ВСса	4–7	7.5	0.4	14.4	5.8	0.1	20.3	27.8	65.6	7.2
ВСса	7–11	7.3	0.1	11.2	9.6	0.2	21.0	31.3	66.5	9.0
ВСсаp	11–17	7.7	–	12.3	9.8	–	22.1	31.7	70.5	10.1
CDсаp	17–28	7.6	–	12.8	10.5	–	23.3	32.4	72.9	12.6
<i>Дерново-карбонатная неполноразвитая, разр. 3–01Кн</i>										
Вса	0–4	7.9	3.4	26.0	7.0	0.4	33.4	31.2	59.5	9.0
ВСса	4–8	7.9	3.3	21.0	9.0	0.4	30.4	32.9	60.5	9.4
ВСса	8–16	8.0	3.0	19.0	5.0	0.2	24.2	36.8	67.9	11.8
CDсаp	16–22	8.1	2.4	22.0	6.0	0.2	28.2	21.3	49.0	12.8
CDсаp	25–35	8.3	1.8	25.0	9.0	0.2	34.2	20.4	47.1	13.3
<i>Аллювиальная светлогумусовая, разр. 4–01Кн</i>										
Ad	0–2	7.7	23.8	–	–	–	–	–	–	–
Аса	2–5	7.7	5.9	29.2	5.2	0.2	34.6	15.9	32.9	4.1
[АВса]	5–11	7.8	13.1	23.4	5.8	0.2	29.4	18.9	38.3	5.2
ВСса	11–16	7.7	6.0	32.8	4.2	0.2	37.2	20.0	38.9	5.4
Ссаp	20–30	7.8	1.2	37.5	2.4	–	39.9	25.1	55.1	6.1

Примечание. Прочерк – значение показателя не определено.

**Таблица 2.** Плотность загрязнения почв (0–50 см) радионуклидами объекта «Кратон-3», Бк/м<sup>2</sup>

Место отбора проб, гамма-фон, мкр/ч	Почва	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
Пойма, 11 Водораздельный склон: 200	Аллювиальная светлогумусовая	41 430	71 175
	Дерново-карбонатная: выщелоченная	1 025 046	781 267
40	неполноразвитая	68 222	324 044
Вершина водораздела, 16	типичная	34 024	57 320
Фоновые уровни, 5–8	Уровни глобальных выпадений	800	600

Плотность загрязнения радиоактивными изотопами почв сопряженных по стоку участков ландшафта составляет 34–1025 кБк/м<sup>2</sup> для <sup>137</sup>Cs и 57–781 кБк/м<sup>2</sup> для <sup>90</sup>Sr. При этом в почвах водораздельного склона сохраняется однотипный характер вертикального распределения радионуклидов при максимальном их содержании в верхнем (0–4 см) слое почвы (табл. 3). В настоящее время для радиоактивно не загрязненных ландшафтов Якутии запас <sup>137</sup>Cs изменяется от 300 до 2400 Бк/м<sup>2</sup>, а <sup>90</sup>Sr – от 580 до 1010 Бк/м<sup>2</sup> (Михайловская и др., 1995), т. е. плотность загрязнения исследуемых почв техногенными радионуклидами <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr в 30–1000 и 55–

800 раз соответственно выше их уровней глобальных выпадений.

Из данных табл. 2 видно, что на водоразделе плотность загрязнения почв радионуклидами прямо зависит от уровня гамма-излучения. В то же время, несмотря на невысокий уровень гамма-излучения (11 мкр/ч), на пойменном участке относительно высокая плотность загрязнения почвы радиоцезием. Это обстоятельство связано с его вертикальным перераспределением в почве. Действительно, вертикальное распределение радионуклидов в почвах показало, что для аллювиальной почвы максимум концентраций радиоцезия отмечается на глубине

Таблица 3. Распределение радионуклидов в почвах на объекте «Кратон-3»

Почва	Горизонт	Глубина, см	$^{137}\text{Cs}$			$^{90}\text{Sr}$		
			Бк/кг	Бк/м <sup>2</sup>	%	Бк/кг	Бк/м <sup>2</sup>	%
Аллювиальная светлогумусовая	Ad	0–2	48	691	1.7	381	5484	7.7
	Aca	2–5	137	3945	9.5	449	12929	18.2
	[ABca]	5–11	345	24 633	59.4	346	24704	34.7
	BCca	11–16	144	7937	19.2	351	19346	27.2
	Ccap	16–28	16	2112	5.1	33	4356	6.1
	Ccap	28–40	16	2112	5.1	33	4356	6.1
Дерново-карбонатная выщелоченная	A0	0–2	94579	677091	66.0	257790	184630	23.6
	A	2–4	34086	322760	31.5	40610	384535	49.2
	A	4–6	990	11909	1.2	8715	104835	13.4
	A	6–8	48	1663	0.2	2353	81521	10.4
	Bca	8–14	43	3666	0.3	194	16539	2.1
	Bca/BCcap	14–21	10	1275	0.1	18	2295	0.3
	BCca/CDcap	21–29	15	1995	0.2	14	1862	0.2
	CDcap	29–35	13	1350	0.1	11	1142	0.2
	CDcap	35–42	13	1621	0.2	13	1620	0.2
	CDcap	42–46	12	858	0.1	16	1144	0.2
CDcap	46–50	12	858	0.1	16	1144	0.2	
Дерново-карбонатная неполноразвитая	Bca	0–4	1109	55289	81.0	5310	264729	81.7
	BCca	4–8	104	7076	10.4	440	29936	9.2
	BCca	8–12	42	2923	4.3	310	21574	6.7
	BCca	12–16	13	899	1.3	27	1867	0.6
	CDcap	16–20	10	692	1.0	25	1730	0.5
	CDcap	20–25	8	679	1.0	23	1952	0.6
	CDcap	25–29	5	332	0.5	27	1792	0.6
	CDcap	29–35	5	332	0.5	7	464	0.1
Дерново-карбонатная типичная	A0	0–1	8428	24736	72.7	2380	6985	12.2
	ABca	1–4	179	6538	19.2	857	31302	54.6
	BCca	4–7	18	1040	3.1	114	6586	11.5
	BCca	7–11	8	720	2.1	39	3510	6.1
	BCcap	11–17	6	990	2.9	34	5610	9.8
	CDcap	17–28	–	–	–	11	3327	5.8

Таблица 4. Миграция радионуклидов из поверхностных горизонтов почв (0–4 см) объекта «Кратон-3»

Почва	Горизонт	Вынос в год, %	
		$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Дерново-карбонатная: выщелоченная неполноразвитая типичная	A0A	0.11	1.18
	B	0.84	0.79
	A0AB	0.35	1.44

5–11 см, а при пересчете полученных данных на единицу площади оказалось, что наибольшее его количество (59.4 % от общего запаса) сосредоточено именно на этой глубине (см. табл. 3). Минимальное площадное содержание этого нуклида (691 и 2112 Бк/м<sup>2</sup>) на данном участке характерно для дернины и нижней части профиля соответственно. Следовательно, в связи с проникновением основной массы радиоцезия в глубь почвы на ее поверхности относительно невысокий уровень гамма-излучения.

Как показано выше, на водораздельных участках наибольшее количество  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  (до 97 %) в почвенном профиле приурочено к верхнему четырехсантиметровому слою (горизонты A0, Ad, AB и B). Такое распределение радионуклидов в почвах указывает на их слабую вертикальную миграцию. Действительно, усредненный за прошедший после радиационной аварии период вынос радиоцезия из поверхностных горизонтов почв вниз по профилю оценивается в 0.11–0.84 % в год (табл. 4).

**Таблица 5.** Матрица факторных нагрузок в системе радионуклиды – свойства почв

Свойства почв	Фактор			
	Ф1	Ф2	Ф3	Ф4
$^{137}\text{Cs}$	-0.91	-0.31	-0.03	0.22
$^{90}\text{Sr}$	-0.89	-0.39	-0.01	0.18
Глубина	0.24	0.72	0.05	0.64
Гумус	-0.97	-0.07	-0.03	-0.05
$\text{pH}_{\text{водн}}$	-0.16	-0.17	0.95	0.12
$\text{CO}_2$ карбонатов	0.70	-0.24	0.60	0.22
Сумма обменных оснований	-0.73	0.09	-0.22	0.60
Минерализация	-0.89	-0.40	-0.03	0.09
Фракции, мм:				
< 0.01	0.84	-0.41	-0.24	0.26
< 0.001	0.85	-0.39	-0.16	0.13
> 0.01	-0.84	0.41	0.24	-0.26

При этом вынос радиоцезия из почвы с нарушенным строением профиля (дерново-карбонатная выщелоченная) меньше, чем из почвы с нарушенной морфологией (дерново-карбонатная неполноразвитая). Видимо, на вертикальную миграцию  $^{137}\text{Cs}$  в почве влияет наличие в верхней части почвенного профиля органического вещества (слоя лесной подстилки, дернины и гумусового горизонта).

В дерново-карбонатной неполноразвитой почве миграционная способность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  одинакова. В то же время для почв с нарушенным строением характерна меньшая миграционная способность  $^{137}\text{Cs}$  по сравнению со  $^{90}\text{Sr}$ , что также подтверждается результатами аналогичных исследований (Бакунов, Архипов, 1994; Осипов, 1996 и др.). Можно заметить, что в таких почвах из верхних горизонтов в год выносятся до 1.44 %  $^{90}\text{Sr}$  (см. табл. 4).

Для оценки миграции исследуемых радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  использовался факторный анализ – метод главных компонент. Факторный анализ проводился на 14 образцах по 11 признакам (табл. 5).

Фактор 1, на который приходится 60.1 % от общего веса всех факторов, по нашему мнению, отражает аэротехногенный характер радиоактивного загрязнения исследуемых мерзлотных почв и, как следствие, преимущественно поверхностное накопление радиоцезия и радиостронция в поверхностных органомных и органоминеральных почвенных горизонтах, а также их слабую вертикальную миграцию, что характерно для почвенного покрова в зонах, подвергнутых радиоактивным аварийным выбросам (Булгаков и др., 1990; Бакунов, Архипов, 1994).

Поэтому не случайно данный фактор характеризуется высокими отрицательными нагрузками таких признаков, как гумус, сумма обменных оснований, минерализация почвенного раствора, значения которых убывают с глубиной. И в то же время он характеризуется высокими положительными нагрузками таких показателей, как  $\text{CO}_2$  карбонатов, глина и ил, содержание которых закономерно увеличивается с глубиной в исследуемых остаточно-карбонатных почвах. Основное значение фактора в миграции данных радионуклидов, т. е. генезиса радиоактивного загрязнения, дополнительно подтверждается высокой статистически значимой корреляционной зависимостью ( $r = 0.98$ ), обнаруженной между содержанием  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  при корреляционном анализе общей выборки.

Оценка нагрузки признаков на фактор 2 – всей объясняемой суммарной дисперсии, на которую приходится 13.8 % от веса всех факторов, – позволяет связать его с поверхностным накоплением исследуемых радионуклидов преимущественно в составе частиц физического песка. Поэтому не случайно между содержанием  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  и фракции физического песка обнаружена положительная корреляционная зависимость (соответственно  $r = 0.56$  и  $0.54$ ).

Фактор 3, как и фактор 2, мало влияет на общую миграцию исследуемых радиоактивных элементов (13.2 % от общего веса факторов) и, вероятно, отражает слабую вертикальную миграцию данных радионуклидов по глубине почвенного профиля в остаточно-карбонатных почвах с ростом значений  $\text{pH}$  и  $\text{CO}_2$  карбонатов.

Фактор 4 (9.7 % от веса всех факторов), вероятно, отражает незначительную составляющую

**Таблица 6.** Содержание и коэффициенты накопления радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в различных видах растений

Вид	$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$	
	Бк/кг	Кн	Бк/кг	Кн
Лиственница Гмелина (хвоя)	541	0.03	1857	0.2
Ива скальная (листья)	43	0.002	3902	0.3
Береза тощая:				
листья	250	0.01	1878	0.2
ветви	390	0.02	1920	0.2
Курильский чай (надземная масса)	100	0.005	14690	1.2
Арктоус красноплодный (надземная масса)	237	0.007	27296	1.4
Иван-чай (надземная масса)	380	0.01	1811	0.09
Осока (надземная масса)	485	0.05	910	0.08
Мох <i>Tomentypnum nitens</i>	4925	1.5	1901	1.3
Лишайники:				
<i>Cladonia stellaris</i>	4260	1.0	1509	1.0
<i>Cladonia arbuscula</i>	3950	1.4	1808	1.2
Фоновые уровни:				
высшие растения	1–5	–	1–6	–
мхи и лишайники	20–50	–	10–20	–

общей миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  по глубине почвенного профиля преимущественно в составе обменных катионов. Поэтому он характеризуется высокими положительными нагрузками таких признаков, как глубина и сумма обменных катионов. В целом значение дисперсий данных факторов хорошо отражает общие закономерности поведения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  бомбового и реакторного происхождения (Бакунов, Архипов, 1994) и соотношение их миграционноспособных форм в процессе вертикальной и латеральной миграции в почвах в зависимости от их свойств и состава (Бочкарев и др., 1964; Бобовникова и др., 1990 и др.).

Таким образом, результаты радиоэкологического обследования различных участков в зоне радиационной аварии на объекте «Кратон-3» показали, что распределение искусственных радионуклидов в почвенном покрове зависит как от физико-химических свойств исследуемых почв, так и от свойств самих радиоактивных элементов.

Существуют в основном два пути поступления радионуклидов в растительный покров: непосредственное выпадение на поверхность растений из атмосферы и через корневую систему поверхностных горизонтов из почвы (Алексахин и др., 1973; Куликов и др., 1990). Количество радионуклидов, задерживаемых растительным покровом при выпадении из атмосферы, зависит от их физико-химических свойств, биологических особенностей и фазы развития растений, величины проективного покрытия, а также свойств и состава почв (Щеглов, 2000; Молчанова, Караваева, 2001).

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в надземной массе представителей древесных, кустарниковых, кустарничковых и травянистых растений в зоне радиоактивного загрязнения варьирует в пределах  $4.3 \cdot 10^3$ – $4.9 \cdot 10^3$  Бк/кг, а  $^{90}\text{Sr}$  –  $9.1 \cdot 10^2$ – $2.7 \cdot 10^4$  Бк/кг воздушно-сухой массы (табл. 6).

Среди исследованных видов растений наибольшее содержание  $^{90}\text{Sr}$  обнаружено в кустарничке арктоусе красноплодном ( $2.7 \cdot 10^4$  Бк/кг), а  $^{137}\text{Cs}$  – во мхе ( $4.9 \cdot 10^3$  Бк/кг). Имеющиеся опубликованные данные и результаты собственных исследований показывают, что на территории Якутии за пределами воздействия антропогенных загрязнений содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в представителях высших растений не превышает 1–6 Бк/кг, а во мхах и лишайниках достигает 20–50 Бк/кг (Сухоруков и др., 2001; Собакин, 2006). Соответственно в зоне загрязнения объекта «Кратон-3» содержание радионуклидов в растениях превышает их фоновые значения в 40–5000 раз. Интенсивность поступления радионуклидов из почвы в растения оценивали с помощью коэффициента накопления (Кн), равного отношению содержания радионуклида в единице воздушно-сухой массы растений к соответствующему его содержанию в корнеобитаемом слое (8–12 см) мерзлотной дерново-карбонатной почвы. Рассчитанные коэффициенты накопления радионуклидов растениями изменялись от  $2 \cdot 10^{-3}$  до 1.5 (см. табл. 6).

В связи с высокой способностью лишайников накапливать радионуклиды интересно оценить влияние лишайникового покрова на вертикальную миграцию радиоцезия в почвенном



**Таблица 7.** Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в почвенно-растительном покрове

Место отбора, гамма-фон, мкр/ч	Объект исследования	Горизонт, глубина, см	Бк/кг	Бк/м <sup>2</sup>	%
Водораздельный склон, край погибшего леса, 28	Лишайник Почва	0–12	5175	10 370	34.1
		A0 12–13	5820	2415	7.9
		A 13–18	1354	15 435	50.8
		B 18–25	36	1666	5.5
		BC 25–28	7	522	1.7
					Σ 30 408
Водораздельный склон, край погибшего леса, 32	Лишайник Почва	0–9	6 917	17 199	53.0
		A0 9–10	4705	5457	16.8
		A 10–12	1013	8610	26.6
		B 12–14	27	456	1.4
		B 14–16	27	440	1.4
		BC 16–18	10	163	0.5
		BC 18–20	5	95	0.3
					Σ 32 420

профиле. Для этого на объекте «Кратон-3» на специально выбранных участках заложили два почвенных разреза с нетронутым лишайниковым покровом.

Как показали результаты исследования, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в лишайниках изменяется от 5175 до 6917 Бк/кг, что в 190–250 раз превышает уровень контрольных значений (табл. 7).

Можно заметить, что активность  $^{137}\text{Cs}$  в лишайниках сопоставима с его активностью в слое лесной подстилки. Однако при пересчете содержания  $^{137}\text{Cs}$  на единицу площади максимальная плотность загрязнения зафиксирована в гумусовом горизонте почвы и лишайнике. В настоящее время в лишайниковом покрове сосредоточено от 34 до 53 %  $^{137}\text{Cs}$  в расчете от его общего запаса в почвенно-растительном профиле (см. табл. 7). Известно, что лишайники растут очень медленно, поэтому снижение концентрации радионуклида в их слоевищах за счет увеличения биомассы незначительно. За прошедший после радиационной аварии период из лишайников мигрировало примерно 47–66 % радиоцезия вниз в состав почвенного покрова. Это указывает на то, что лишайники в течение длительного времени могут прочно удерживать техногенные радионуклиды в своих слоевищах (Нифонтова, 2003).

Таким образом, лишайники как компоненты лесных биогеоценозов в условиях радиоактивного загрязнения могут концентрировать значительное количество радионуклидов в течение длительного периода времени, тем самым локализуя распространение радиоактивного загрязнения в ландшафте.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На объекте «Кратон-3» в зоне радионуклидного загрязнения гамма-фон варьирует в пределах 10–200 мкр/ч и в 2–25 раз превышает естественный радиационный фон, а плотность радиоактивного загрязнения почв геохимически сопряженных участков ландшафта для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  соответственно составляет 34–1025 и 57–781 кБк/м<sup>2</sup>, что в 30–1000 и 55–800 раз превышает уровни глобальных выпадений данных радионуклидов, т. е. на данном объекте после аварии радиационная обстановка остается напряженной. При этом основное количество изучаемых техногенных радионуклидов в почвах водораздельного склона приурочено к верхнему 0–4 см слою почв.

За прошедший после радиационной аварии период средние скорости вертикальной миграции радиоцезия и радиостронция в почвах составляли 0.11–0.84 и 0.79–1.44 % соответственно от общей плотности радиоактивного загрязнения. При этом выявлено, что максимальная скорость миграции  $^{137}\text{Cs}$  (0.84 %) характерна для дерново-карбонатной неполноразвитой почвы, в профиле которой отсутствуют органогенный и гумусово-аккумулятивный горизонты, а минимальная (0.11 %) – для дерново-карбонатной выщелоченной полнопрофильной, где присутствуют лесная подстилка и гумусовый горизонт. Также необходимо отметить, что в дерново-карбонатной неполноразвитой почве скорости вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  примерно равны и составляют соответственно 0.84 и 0.79 % в год.

Общее количество  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в надземной массе различных видов растений в зоне радиоактивного загрязнения объекта «Кратон-3» составляло соответственно  $4.3 \cdot 10 - 4.9 \cdot 10^3$  и  $9.1 \cdot 10^2 - 2.7 \cdot 10^4$  Бк/кг воздушно-сухой массы и в 40–5000 раз превышало их фоновые значения, характерные для незагрязненных ландшафтов.

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в лишайниках изменялось от 5175 до 6917 Бк/кг и в 190–250 раз превышало уровень фоновых величин. В связи с этим можно констатировать, что лишайники, как и лесные подстилки, выполняют в лесных биогеоценозах в условиях радиоактивного загрязнения роль своеобразного биологического барьера, депонирующего радиоцезий, тем самым локализуя распространение радиоактивного загрязнения в ландшафте.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алексахин Р. М., Гольцев В. Ф., Нарышкина М. А., Сироткин А. Н. Поведение радиоактивных изотопов в почвах и их накопление древесной растительностью // Почвоведение. 1973. № 5. С. 51–58.

Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Московск. ун-та, 1970. 488 с.

Атлас сельского хозяйства Якутской АССР. М.: ГУГК, 1989. 115 с.

Базилевич Н. И., Титлянова А. А., Смирнов В. В., Родин Л. Е., Нечаева Н. Т., Левин Ф. И. Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах. М.: Мысль, 1978. 183 с.

Бакунов Н. Л., Архипов Н. П. Поведение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  бомбового и реакторного происхождения в системе почва – растение // Почвоведение. 1994. № 6. С. 41–47.

Блюм В. Проблемы и задачи почвоведения в XXI веке // Почвоведение. 2001. № 8. С. 901–908.

Бобовникова Ц. И., Вирченко Е. П., Коноплев А. В., Сиверина А. А., Шкуратова И. Г. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 20–25.

Бочкарев В. М., Антропова З. Г., Белова Е. И. Миграция стронция-90 и церия-144 в почвах различного механического состава // Почвоведение. 1964. № 9. С. 56–59.

Булгаков А. А., Коноплев А. В., Попов В. Е., Бобовникова Ц. И., Сиверина А. А., Шкуратова И. Г. Механизмы вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30-километро-

вой зоны ЧАЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 14–19.

Бурцев И. С., Колодезникова Е. Н. Радиационная обстановка в алмазонасных районах Якутии. Якутск, 1997. 50 с.

Гедеев А. Д., Кулешова И. Н., Бакушкина Л. П., Анциферов В. Т., Шкроев В. Ю., Шувалов Б. Н. Результаты исследования радиоактивной загрязненности почв объектов «Кристалл» и «Кратон-3» // Радиационное загрязнение территории Республики Саха (Якутия): проблемы радиационной безопасности. Якутск, 1993. С. 214–233.

Геология Якутской АССР. М.: Недра, 1981. 299 с.

Еловская Л. Г., Петрова Е. И., Тетерина Л. В. Почвы Северной Якутии. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1979. 303 с.

Зольников В. Г., Еловская Л. Г., Тетерина Л. В. Почвы Вилюйского бассейна и их использование. М.: Изд-во АН СССР, 1962. 204 с.

Йереског К. Г., Клован Д. М., Реймент Р. А. Геологический факторный анализ. Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1980. 223 с.

Касаткин В. В., Мясников К. В., Ильичев В. А., Клишин В. И., Мамонов Б. П. Состояние радиационной безопасности объектов мирных ядерных взрывов на территории Республики Саха (Якутия) // Радиационная безопасность Республики Саха (Якутия): тез. докл. науч.-практ. конф. Якутск, 2003. С. 22–23.

Круглов С. В., Алексахин Р. М., Васильева Н. А., Куринов А. Д., Ратников А. Н. О формировании радионуклидного состава почв в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 26–34.

Куликов Н. В., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. Свердловск: УрО АН СССР, 1990. 154 с.

Лурье А. А. Некоторые особенности радионуклидного загрязнения почвы и биоты на месте ядерного взрыва экскавационного типа (север Пермской области) // Биогеография почв: тез. докл. Междунар. конф. Сыктывкар, 2002. С. 30.

Методика выполнения измерений эффективной удельной активности природных радионуклидов и поверхностной активности цезия-137 с применением спектрометра МКС-АТ6101Д. СПб., 2007. 13 с.

Михайловская Л. Н., Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Позолотина В. Н. Поведение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почвенно-растительном покрове некоторых районов Республики Саха (Якутия) // Экология. 1995. № 6. С. 444–447.

Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов

- в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург, 2001. 161 с.
- Мясников А. А., Медведев В. И., Коршунов Л. Г. Радиационная обстановка в районах подземных ядерных взрывов на территории Иркутской области // Вестн. ГеоИГУ. Иркутск, 2000. Вып. 2. С. 271–279.
- Нифонтова М. Г. Лихено- и бриоиндикация радиоактивного загрязнения среды: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.16. Пермь, 2003. 50 с.
- Осипов В. Б. Физико-химические особенности поведения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  и их стабильных изотопов в почвах различных экосистем Брянской области в зоне аварии ЧАЭС: автореф. дис. .... канд. биол. наук: 03.00.16. Обнинск, 1996. 20 с.
- Павловская Ф. И. Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения стронция и трансурановых элементов // Журн. аналит. химии. 1997. Т. 52. № 2. С. 126–143.
- Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам: Справочник. М.: Протектор, 2001. 304 с.
- Собакин П. И. Проблемы рационального использования биоресурсов в условиях радиоактивного загрязнения в зоне распространения многолетней мерзлоты // Сб. науч. ст. Барнаул: Изд-во Алтайск. гос. аграрн. ун-та, 2006. Кн. 3. С. 396–400.
- Справочник по климату СССР. Л.: Гидрометеоздат, 1966. Ч. II. Вып. 24. 398 с.
- Сухоруков Ф. В., Щербов Б. Л., Страховенко В. Д., Смоляков Б. С., Кириллина В. И., Прокопьева Ю. Н. Экологическая обстановка (радионуклиды, тяжелые металлы) территорий Нюрбинского и Усть-Алданского улусов Республики Саха (Якутия). Якутск, 2001. 155 с.
- Щеглов А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.: Наука, 2000. 267 с.
- Щербаков И. П. Лесной покров Северо-Востока СССР. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1975. 344 с.
- Gedeonov A. D., Petrov E. R., Alexeev V. G. Residual radioactivity contamination of the peaceful underground nuclear explosion sites «Craton-3» and «Crystal» in the Republic of Sakha (Yakutia) // J. Environ. Radioactivity. 2002. N. 60. P. 221–234.
- Kato H., Onda Y., Teramage M. Depth distribution of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{131}\text{I}$  in soil profile after Fukushima dai-ichi nuclear power plant accident // J. Environ. Radioactivity. 2012. V. 111. P. 59–64.
- Ramzaev V., Repin V., Medvedev A., Khramtsov E., Timofeeva M., Yakovlev V. Radiological investigations at the «Taiga» nuclear explosion site: site description and situ measurements // J. Environ. Radioactivity. 2011. V. 102. N. 7. P. 672–680.
- Takada J., Shintani T., Hoshi M., Stepanov V. E., Yefremov D. P., Akiyama A., Fukuda M. Radiological states around the Kraton-4 underground nuclear explosion site in Sakha // J. Radiat. Res. 1999. V. 40. N. 3. P. 223–228.
- Teramage M. T., Onda Y., Patin J., Kato H., Gomi T., Nam S. Vertical distribution of radiocesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident // J. Environ. Radioactivity. 2014. V. 137. P. 37–45.

## THE MIGRATION OF $^{137}\text{Cs}$ AND $^{90}\text{Sr}$ IN SOIL-VEGETATION COVER AT ACCIDENTAL UNDERGROUND NUCLEAR EXPLOSION SITE «KRATON 3»

A. P. Chevychelov, P. I. Sobakin

*Institute for Biological Problems of Cryolithozone, Russian Academy of Sciences, Siberian Branch  
Prospekt Lenina, 41, Yakutsk, Republic of Sakha (Yakutia), 677980 Russian Federation*

---

E-mail: chev.soil@list.ru, radioecolog@yandex.ru

Here, we report studies on content and distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  artificial radionuclides in soil-vegetation cover at «Kraton 3» accidental underground nuclear explosion site. This site is located in the territory of northwestern Yakutia, within the northern taiga subzone of the permafrost-taiga region of eastern Siberia boreal belt. In geomorphological aspect, this object belongs to steep slope of the divide connecting the flood-lands of the Markha River and peneplain of the divide. Sod-carbonate (redzina) soils prevail in soil cover of «Kraton 3» underground nuclear explosion site. This type of soil is typically characterized by a thin soil profile, weak alkaline reaction, heavy granulometric composition, saturated soil-absorbing complex, and drastically decreasing profile distribution of humus. Despite the considerable time after the accident, the radiation situation at the site is still very disturbing. Gamma ray background radiation levels at the site varied from 10 to 200  $\mu\text{R}/\text{h}$ , which were 2–25 folds higher than average natural background radiation. The isotope contamination densities in soils of sites interconnected along the drainage were 34–1025  $\text{kBq}/\text{m}^2$  for  $^{137}\text{Cs}$  and 57–781  $\text{kBq}/\text{m}^2$  for  $^{90}\text{Sr}$ , which exceeded 30–1000 times the global fallout levels of these radionuclides. The rates of vertical migration of studied radionuclides were also determined as 0.11–0.84 % ( $^{137}\text{Cs}$ ) and 0.79–1.44 % ( $^{90}\text{Sr}$ ) per year of total radiation contamination density. The minimum vertical migration rates of  $^{137}\text{Cs}$  (0.11 %) were observed in leached sod-carbonate soil, while maximum rates (0.84 %) were determined in immature sod-carbonate soil, the profile of which lacks organogenic and humus-accumulative horizons. The migratory capabilities of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in this soil were very close and made 0.84 and 0.79 % respectively. Migration factors of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in permafrost soils of the studied area were determined with the use of principal component analysis. This study also revealed that radioactive contamination levels of local vegetation remain considerably high. The concentration of radioactive cesium in plants growing on the site of accidental underground nuclear explosion is 40–5000 times higher than its natural background levels.

**Keywords:** *soil-vegetation cover,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  radionuclides, migration, radioactive contamination, Yakutia.*

**How to cite:** *Chevychelov A. P., Sobakin P. I. The migration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in soil-vegetation cover at accidental underground nuclear explosion site «Kraton 3» // *Sibirskij Lesnoj Zhurnal* (Sib. J. For. Sci.). 2017. N. 6: 64–75 (in Russian with English abstract).*