

РАДИОБИОГЕОХИМИЯ

УДК:574:539.16.047

И.В. Молчанова, Е.Н. Караваяева, Л.Н. Михайловская, Л.В. Лобанова

Институт экологии растений и животных УрО РАН

620144, Россия, г. Екатеринбург, ул. 8 Марта. 202

Тел.: (8-343-77) 3-20-70; факс: 3-20-70; e-mail: molchanova_i_v@mail.ru

МИГРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ГОЛОВНОЙ ЧАСТИ ВУРСА

Введение

Основными загрязнителями живых и косных компонентов биосферы наряду с глобальными выпадениями, являются техногенные радионуклиды, вовлекаемые в биологический круговорот на разных этапах ядерно-топливного цикла и, особенно – в случаях крупных радиационных аварий. Одна из них (“Кыштымская”) произошла 29 сентября 1957 г. в России на ядерном предприятии ПО “Маяк”. За годы, прошедшие после аварии, в ходе которой в атмосферу было выброшено 74 ПБк радиоактивных веществ, и сформировался Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), накоплены уникальные данные. Их теоретическая значимость заключается в установлении закономерностей миграции и накопления радионуклидов в разных типах экосистем и разработке на этой основе эффективных контрмер (Итоги ..., 1990; Никипелов и др., 1990; Aarkrog et al., 1997; Молчанова и др., 1998; Опытная научно-исследовательская..., 2003; Перемыслова и др., 2007). На отчужденной территории в головной части ВУРСа в 1966 г. был организован Восточно-Уральский государственный заповедник (ВУГЗ) общей площадью 16616 га, используемый для осуществления работ по радиоэкологии и специальному природопользованию (Тарасов, 2007). Важным объектом радиоэкологических исследований, проводимых в настоящее время на территории заповедника, является почвенно-растительный покров – незаменимый компонент биосферы, первое и основное депо, из которого поступившие в наземные экосистемы радионуклиды включаются в миграционные процессы и пространственно-временное перераспределение.

Цель настоящей работы – определить уровни радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова; количественно оценить интегральные запасы ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в почвах естественных фитоценозов ВУГЗа; изучить направленность и интенсивность миграционных потоков радионуклидов в биогеоценоотическом звене почва-растение.

Материал и методика

Исследования проводили в летние полевые сезоны 2003-2007 гг. Карта-схема обследованной территории с реперными участками (станциями) приведена на рис. 1. Участок 1 – Лежневка расположен в 4 км от ПО “Маяк” в районе старой “лежневой” дороги. Растительные сообщества в основном представлены травянистыми березовыми лесами на разных этапах восстановления. На «лежневой» дороге были обследованы также участки 1а и 1б (в 3–4 км к западу и востоку от участка 1), занятые остепненными березовыми лесами с обильным лугово-лесным разнотравьем. Под покровом производных березовых лесов залегают почвы, не характерные для региона и по морфологическому облику схожие с бурыми лесными. Исходный почвенный покров мог быть частично удален или нарушен в ходе строительных работ и реабилитационных мероприятий. В настоящее время почвообразование идет на останках свойственных этой территории зрелых почв.

В пределах заповедника расположены два крупных озера – Бердениш и Урускуль. На юго-западном берегу оз. Бердениш, в 7 км от эпицентра аварии находится участок 2 – Бердениш.



Рис. 1. Карта-схема территории ВУГЗа. 1-7 – реперные участки.

В наиболее трансформированных фитоценозах (рудеральный бодяково-кострецовый, лугово-рудеральный бодяково-мятликово-кострецовый), сформировавшихся на рекультивированных участках, видовое разнообразие сравнительно невысоко. На участках, которые в свое время не были подвержены значительным изменениям, произрастают остепненные травянистые березовые леса – овсяницево-жабрицевые и костянико-осоковые. Растительные сообщества на южном берегу оз. Урускуль, в 9 км от от ПО “Маяк” (участок 3 – Южный Урускуль) представляют собой послелесные луга (вторичный разнотравно-злаковый с костяникой, вторичный разнотравно-бодяково-кострецовый с березой). В фитоценозах участка 4 – Западный Урускуль, в 12 км от эпицентра аварии растительность преимущественно представлена видами, характерными для вторичных послелесных разнотравно-злаковых лугов. Наименьшей степенью нарушенности отличаются кипрейно-вейниковые и осоково-кострецово-вейниковые березовые леса на участке 5 – Северный Урускуль, в 15 км от ПО “Маяк”. На станциях 2–5, в пределах мало трансформированных лесных сообществ водосборных пространств формируются серые лесные почвы разных подтипов. Открытые пространства вторичных послелесных и остепненных лугов заняты черноземами разной мощности и степени выщелоченности. Подтипы черноземов и серых лесных почв

характеризуются значениями рН водной суспензии, близкими к нейтральным. Содержание гумуса в верхнем дерновом горизонте почв составляет 7–30% и постепенно убывает с глубиной. В составе обменных оснований преобладает Ca^{++} , затем в порядке уменьшения следуют Mg^{++} , K^+ и Na^+ . В гранулометрическом составе этих почв отмечено высокое (30–45%) содержание илистой фракции.

В долине р. Караболки вблизи истока, в 27 км от эпицентра аварии (участок 6 – Караболка) прибрежная растительность трансформирована и представлена вторичными разнотравно-злаковыми лугами. На прилегающих к пойме реки заболоченных пространствах в условиях повышенного увлажнения на глинистых отложениях развиты лугово-слоистые почвы разной степени оглеенности. На расстоянии 5–6 км к западу от участка 6 расположен участок 6а – Западная граница ВУГЗа –, покрытый вторичным послелесным разнотравно-злаковым лугом. На той же трансекте, но за пределами заповедника на окраине н.п. Метлино, обследован участок лесозащитной полосы (6б – Метлино), в пределах которой формируются антропогенно-нарушенные почвы.

На наиболее удаленной (30 км) от эпицентра аварии станции 7 – Северо-восточная граница ВУГЗа преобладают заболоченные понижения, по краям которых формируются тростниковые заросли с ивой и отдельными деревьями березы. В почвенном покрове

преобладает чернозем среднemosный, сформированный на лессовидном суглинке. В лугово-слоистых почвах депрессий рН водной суспензии смещается в сторону щелочных значений, содержание гумуса резко падает при переходе к горизонту В, а в составе обменных катионов содержание Na^+ достигает 10 мг-экв/100 г почвы; в гранулометрическом составе преобладает фракция физического песка.

Фоновый участок располагался вне зоны аварийного выброса 1957 г. в березово-сосновом лесу, примерно в 30 км от западной границы ВУРСа, недалеко от н.п. Рассоха (Свердловская обл.). Травяной покров на обследуемом участке представлен лесным разнотравьем. Почва – бурая лесная суглинистая слабозадернованная на покровных суглинках. Значения рН водной вытяжки колеблются по профилю от 5.2 до 5.7; содержание гумуса в гор. A_1 составляет 10.8 %; среди обменных катионов преобладает Ca^{++} (8.2 мг-экв/100 г почвы).

Для характеристики плотности радионуклидного загрязнения на однородных по рельефу и почвенно-растительному покрову площадках методом конверта (10мх10м) закладывали 5 почвенных полнопрофильных разрезов, располагая их по углам и на пересечении диагоналей. Одну из стенок разреза выравняли и из нее слоями, мощность которых не превышала 5 см, отбирали пробы, с учетом площади и границ генетических горизонтов. Пробы растений отбирали в непосредственной близости от почвенных разрезов, срезая надземную массу (3–5 кг) разнотравья или отдельных видов растений в двух повторностях. Кроме того, собирали зрелые семена некоторых видов травянистых растений. Почвенные и растительные образцы высушивали до воздушно-сухого состояния, измельчали (почву просеивали через сито с ячейками 1мм), затем озоляли при температуре 450°C.

Содержание ^{137}Cs в отобранных образцах определяли на гамма-спектрометре с германиевым полупроводниковым детектором (предел обнаружения 1 Бк/кг). Методика определения ^{90}Sr основана на выщелачивании его из исследуемых образцов бн соляной кислотой, выделении радионуклида в форме оксалата, отделении дочернего ^{90}Y от ^{90}Sr и радиометрическом измерении полученных препаратов на установке УФМ-2000 с пределом обнаружения 0.2 Бк/кг. Содержание изотопов плутония в пробах определяли по

методике, разработанной сотрудниками RISØ National Laboratory в Дании (Chen et al., 1993). Она включает следующие основные этапы: выщелачивание образца смесью кислот, 2-кратную очистку раствора на ионообменной колонке, электролитическое осаждение плутония на дисках из нержавеющей стали и последующее измерение образцов на спектрометре типа Alpha Analyst с полупроводниковыми детекторами (PIPS) и программным обеспечением GENIE-2000. Нижний предел определения составлял 0.1 Бк/кг. Аналитические данные подвергали математической и статистической обработке.

Результаты исследований

Уровни содержания и интегральный запас ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в почвах

Радионуклидная нагрузка на почвенно-растительный покров во время формирования следа определялась гидрометеорологическими условиями и удаленностью территории от источника загрязнения. Максимальная плотность выпадений ^{90}Sr в ближних к эпицентру аварии частях следа приближалась к 150 МБк/м² и уменьшалась с расстоянием в соответствии с законами выпадения аэрозолей. В последующем в формировании радиационной обстановки основную роль стали играть радиоактивный распад и особенности ландшафтно-геохимической миграции загрязнителей.

Анализ данных табл. 1 показывает, что спустя 50 лет после аварии основным загрязнителем ВУРСа остается ^{90}Sr . В почвах заповедника его содержание с увеличением расстояния от ПО “Маяк” снижается с 29.3 до 0.4 МБк/м². Следует отметить, что даже минимальное содержание ^{90}Sr в почвах на северо-восточной границе заповедника на два порядка превышает контрольный уровень. Средняя плотность загрязнения почвенного покрова ^{137}Cs в 20–30 раз меньше чем ^{90}Sr . В зависимости от расстояния от ПО “Маяк” она изменяется от 858.5 до 22.0 кБк/м², что в 170 – 4 раза выше фонового уровня. В целом для $^{239,240}\text{Pu}$ отмечены те же закономерности пространственного распределения, однако его минимальное содержание в обследованных почвах ВУГЗа лишь в 5 раз превышает контрольное значение. Снижение плотности загрязнения почвенного покрова радионуклидами с расстоянием от эпицентра аварии (рис. 2) наилучшим образом описывается экспоненциальным уравнением:

$$y(x) = e^{(b_0 + b_1 \cdot x)}$$

где $y(x)$ – содержание радионуклидов в почве, кБк/м²;
 x – расстояние от ПО «Маяк», км;
 b_0 и b_1 – коэффициенты линейной регрессии.
 для ⁹⁰Sr: $b_0 = 11.857 \pm 0.240$; $b_1 = -0.227 \pm 0.014$;

для ¹³⁷Cs: $b_0 = 7.605 \pm 0.216$;
 $b_1 = -0.157 \pm 0.012$;
 для ^{239,240}Pu: $b_0 = 5.918 \pm 0.378$;
 $b_1 = -0.224 \pm 0.022$.

Таблица 1 - Запасы радионуклидов в почвах обследованных участков ВУГЗа

Участок	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu
	МБк/м ²	кБк/м ²	
1–Лежневка	29.3 (23.9–39.8)	858.5 (657.7–1244.0)	71.2 (40.9–101.6)
2–Бердениш	9.7 (5.5–15.0)	315.5 (173.6–429.1)	29.1 (25.0–33.2)
3–Южный Урускль	7.5 (7.0–8.1)	221.8 (213.5–230.1)	21.2
4–Западный Урускль	4.1 (3.1–5.0)	107.6 (88.3–127.0)	-
5–Северный Урускль	4.0 (2.2–5.9)	152.3 (117.6–187.1)	10.9
6–Караболка	0.16 (0.11–0.23)	24.9 (20.5–32.0)	0.7 (0.4–1.0)
7–Северо- восточная граница	0.4 (0.3–0.7)	22.0 (19.0–27.0)	0.5 (0.4–0.6)
Контрольные участки	0.002	4.6	0.1

Ранее в ходе обследования ВУРСа был установлен факт значительного снижения содержания радионуклидов в его поперечном сечении (Итоги..., 1990). В нашей работе также выявлено резкое

падение градиента радионуклидного загрязнения от центра к периферии на станциях, расположенных в широтном направлении (рис. 1, участки 1а, б; 6а, б):

Участок	⁹⁰ Sr, МБк/м ²	¹³⁷ Cs, кБк/м ²
1а	0.05	19.3
1б	0.10	168,0
6а	0.04	17.0
6б	0.04	-

На ранних этапах формирования аварийного следа радиоактивные выпадения задерживались растительным покровом и тонким поверхностным слоем почвы. За 50-летний период вследствие миграционных процессов произошло пространственное перераспределение радионуклидов в

почвенном покрове. Спустя десятилетия после аварии в почвах водосборных пространств 80 - 87% ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs удерживается в верхних гумусированных слоях. В почвах с повышенным уровнем увлажнения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в профилях распределяются более или менее равномерно

до глубины 40 см. В целом анализ вертикального распределения радионуклидов в

почвах различных типов экосистем выявил их относительно невысокую подвижность.

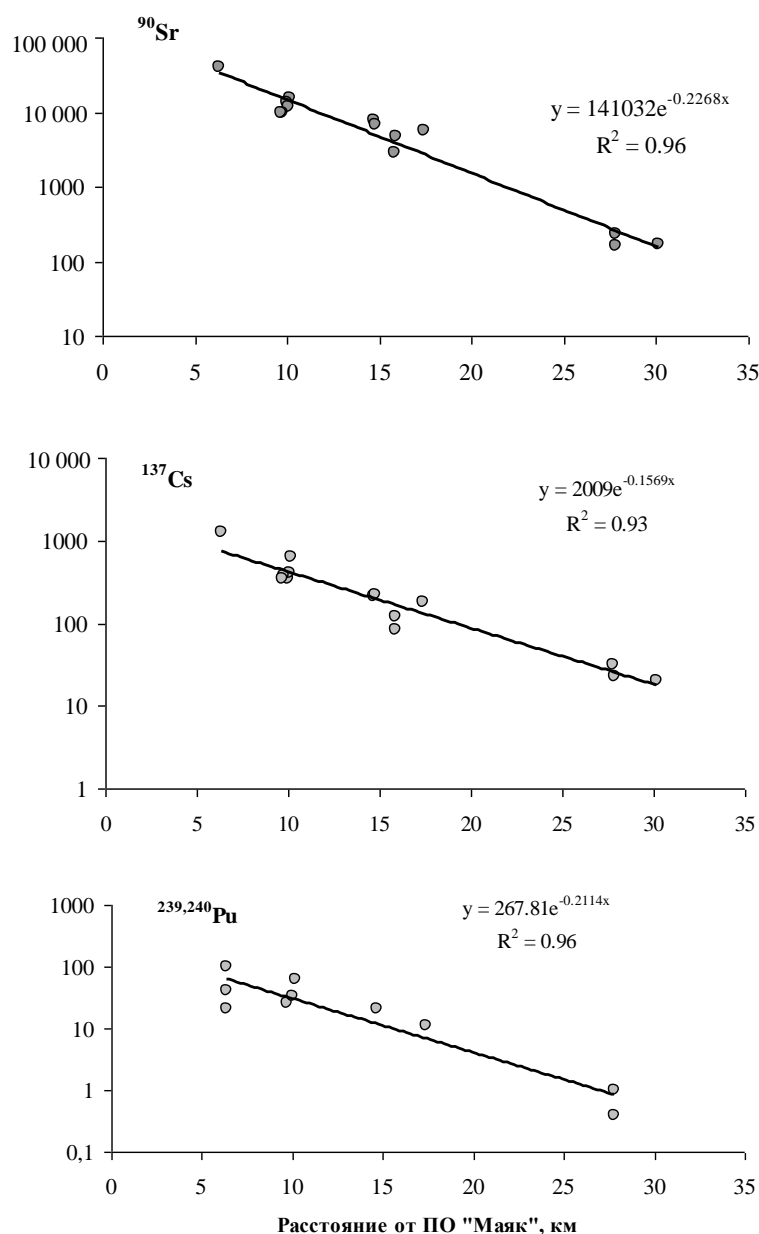


Рис. 2. Запас радионуклидов (кБк/м²) в почвах ВУГЗа.

Обобщив полученные данные и используя найденные функции распределения плотности загрязнения почвы $y(x)$, оценили запас радионуклидов на исследуемой

территории в интервале расстояний 6–30 км от эпицентра аварии с помощью определенного интеграла (интеграл по поверхности в полярной системе координат):

$$I = 2\pi \times \frac{15}{360} \times 10^{-3} \times \int_6^{30} x \cdot e^{(b_0 + b_1 \cdot x)} dx, \text{ ТБк}$$

Проведенные расчеты показали, что запас ^{90}Sr в почвах заповедника составляет 428.2 ТБк, ^{137}Cs – 15.1 ТБк, $^{239,240}\text{Pu}$ – 1.2 ТБк.

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями

Для оценки поступления излучателей в растения используют различные показатели. Один из них, коэффициент накопления (КН),

характеризует отношение концентраций в сухом веществе растений и почве. В условиях широкого диапазона плотности загрязнения территории информативен другой показатель – величина коэффициента перехода (КП), рассчитанная как отношение содержания радионуклида в наземной массе растений

(Бк/кг) к плотности загрязнения почв (кБк/м²). Из данных табл. 2 видно, что концентрация в растениях ⁹⁰Sr, основного загрязнителя ВУРСа,

снижается с расстоянием от источника загрязнения.

Таблица 2 - Содержание ⁹⁰Sr в разных видах растений на территории ВУГЗа

Участок	Вид	Бк/кг сухой массы	КП	КН
1–Лежневка	Бодяк полевой	264 200	9.3	2.4
	Медуница неясная	536 700	19.0	4.8
	Ракитник русский	94 745	3.3	0.8
	Вейник тростниковидный	72 896	2.6	0.7
2–Бердениш	Крапива двудомная	165 950	22.6	1.0
	Пижма обыкновенная	159 725	12.3	1.7
	Тысячелистник обыкновенный	20 195	1.6	0.2
	Подорожник большой	71 600	5.5	0.8
3–Южный Урускуль	Бодяк полевой	113 800	15.4	3.0
	Ракитник русский	40 235	5.4	1.1
	Медуница неясная	228 350	30.9	6.1
4–Западный Урускуль	Крапива двудомная	43 085	16.4	3.2
	Таволга вязолистная	9481	3.6	0.7
	Тысячелистник обыкновенный	7723	2.9	0.6
	Польнь обыкновенная	8153	3.1	0.6
	Подорожник большой	42 912	16.3	3.2
6–Караболка	Таволга вязолистная	708	4.5	0.7
	Крапива двудомная	2825	18.0	2.6

Закономерного изменения величин КП и КН ⁹⁰Sr с расстоянием не выявлено. В пределах участков они изменяются в 4–14 раз, что связано с видовыми особенностями растений и некоторой разнородностью почвенно-экологических условий. Сравнение приведенных данных с ранее полученными показало, что КН ⁹⁰Sr у растений, произрастающих в заповеднике, как правило ниже, чем на контрольном участке. Специальные опыты показали, что это связано с формированием в почвах, с высоким уровнем загрязнения ⁹⁰Sr, пула его соединений (кислотно-растворимых и фиксированных), трудно доступных растениям.

Между концентрацией ¹³⁷Cs в обследованных группах растений на каждом участке и их удаленностью от источника загрязнения не прослеживается какой-либо определенной зависимости. Во всех случаях интенсивность перехода ¹³⁷Cs в растения более чем на порядок величин ниже, чем ⁹⁰Sr.

Изучение накопления радионуклидов в семенах растений показало, что концентрация ⁹⁰Sr изменяется в зависимости от вида растений от тысяч до десятков тысяч Бк/кг; концентрация ¹³⁷Cs на два-три порядка величин ниже (табл. 3). В семенах растений, произрастающих на фоновой территории, концентрация радионуклидов в ряде случаев находится на уровне ниже предела обнаружения. Для некоторых видов (крапива двудомная, одуванчик лекарственный, щавель конский) были рассчитаны соотношения удельной активности ⁹⁰Sr в семенах и надземной массе. Обнаружено, что величина данного показателя на загрязненной территории в 2 раза ниже, чем на фоновой. Следовательно, растения, испытывающие пролонгированное воздействие радиационного фактора, обладают большей способностью защищать генеративные органы от дополнительного облучения.

Таблица 3 - Содержание радионуклидов в семенах разных видов растений

Место отбора проб	Вид	Концентрация, Бк/кг	
		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
ВУГЗ	Крапива двудомная	28 406	267
	Подорожник большой	3536	40.0
	Щавель конский	8430	252
	Звездчатка средняя	26 500	190
	Дрема белая	8500	220
	Пустырник пятилопастный	27 100	10.0
Контрольный участок	Крапива двудомная	25.3	Н.п.о.
	Подорожник большой	9.5	»
	Щавель конский	5.3	»

	Звездчатка средняя	Н.п.о.	11.0
	Дрема белая	100	21.0
	Пустырник пятилопастный	Н.п.о.	6.0

Таким образом, представленный материал показал, что спустя 50 лет после “Кыштымской” аварии, интегральные запасы ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в почвенном покрове ВУГЗа составляют соответственно 428.2, 15.1 и 1.2 ТБк. В непосредственной близости от эпицентра аварии концентрация основного загрязнителя следа (^{90}Sr) в вегетативной массе растений достигает сотен, а в семенах – десятков тысяч Бк/кг и в значительной степени определяется их видовой принадлежностью и почвенно-экологическими особенностями местообитания. Полученные данные дают возможность подойти к оценке хронического воздействия излучателей на обследованные виды травянистых растений.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, грант №07-05-00070-а.

ЛИТЕРАТУРЫ

- Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А.И. Бурназяна. М.: Энергоатомиздат, 1990. 143 с.
- Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.Н. и др. Об аварии на Южном Урале 29 сентября 1957 г. // Информ. бюл. Межвед. совета по информации и связям с общественностью в обл. атом. энергии. М., 1990. С. 39-48.
- Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Позолотина В.Н. и др. Долгоживущие радионуклиды в почвенно-растительном покрове зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа // Дефектоскопия, 1998. № 4. С. 87-92.
- Опытная научно-исследовательская станция ПО «Маяк». Рефераты научных работ (Библиотека журнала «Вопросы радиационной безопасности») / Из архивов ПО «Маяк». 2003. № 3. 88 с.
- Перемыслова Л.М., Костюченко В.А., Попова И.Я. 45-летний опыт мониторинга на Восточно-Уральском радиоактивном следе // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий: Материалы научно-практической конф., посвященной 50-летию аварии на ПО «Маяк». Челябинск, 2007. С. 65-67.
- Тарасов О.В. Современное состояние Восточно-Уральского заповедника // Там же. С. 126-133.
- Aarkrog A., Dahlgard H., Nielsen S.P. et al. Radioactive inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990-1995) // The Science of the Total Environment, 1997. Vol. 201. P. 137-154.
- Chen Q., Aarkrog A., Nielsen S.P. et al. Determination of plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. Articles/ 1993. Vol. 172. № 2. P. 281-288.

MIGRATION AND DISTRIBUTION OF ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ IN THE SOIL-PLANT COVER OF THE EAST-URAL RADIOACTIVE TRACE FRONTAL PART

I.V. Molchanova, E.N. Karavaeva, L.N. Mikhailovskaya, L.V. Lobanova

During 2003-2007 yr. the radioecological investigations of the soil-plant cover of the East-Ural Radioactive Trace frontal part have been conducted. In the examined soils the maximal contamination density of ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ are 39.8, 1.2 and 0.1 MBq/m² respectively. The decrease of these values with the distance from the accident epicenter is approximated by exponential function. The total deposition in investigated soils is for ^{90}Sr – 428.2 TBq, for ^{137}Cs – 15.1 TBq, for $^{239,240}\text{Pu}$ – 1.2 TBq. In close proximity to the epicenter of nuclear accident the concentration of the main contaminant (^{90}Sr) in aboveground phytomass of plants reached hundred of thousands of Bq kg_{dw}⁻¹ and in seeds – tens of thousands of Bq kg_{dw}⁻¹. The ability of plants to concentrate ^{90}Sr is caused by specific belonging of plants and by soil-ecological properties of their habitat.