

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ПОСТУПЛЕНИЯ ^{137}Cs В ЛУГОВУЮ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ РАЙОНОВ ЧЕРНОЗЕМНОЙ ЗОНЫ, В РАЗЛИЧНОЙ СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

© 2017 г. Т. А. Парамонова^{1,*}, Е. Н. Шамшурина²,
В. Р. Беляев², О. Л. Комиссарова¹

¹ Кафедра радиозкологии и экотоксикологии ф-та Почвоведения
МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия

² Лаборатория эрозии почв и русловых процессов им. Н.И. Макавеева
Географического ф-та МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия

*E-mail: tparamonova@soil.msu.ru

Поступила в редакцию 12.06.2016 г.

Распределение ^{137}Cs в системе “почва–растение” исследовалось в близких по природным характеристикам луговых экосистемах черноземной зоны с высокими (Тульская область) и низкими (Курская область) уровнями радиоактивных чернобыльских выпадений конденсационного типа. Показано, что в отдаленный период после аварии параметры интенсивности корневого поглощения ^{137}Cs растительностью луговых экосистем характеризуются значительным сходством вне зависимости от плотности радиоактивного загрязнения почв. Для исследованных злаковых и разнотравно-злаковых ассоциаций выявлены общая дискриминация перехода ^{137}Cs из почв в растения, а также преимущественное депонирование ^{137}Cs в подземной фракции фитомассы и подавление процесса транслокации радионуклида в надземные органы. При этом вплоть до настоящего времени основная часть запасов ^{137}Cs как в почве, так и в подземной фитомассе приходится на поверхностный 10-сантиметровый слой дернины, что обеспечивает воспроизводство биогеохимического цикла радионуклида.

Ключевые слова: цезий-137 (^{137}Cs), радионуклиды, Чернобыльская авария, радиоактивное загрязнение почв, биогеохимические циклы, коэффициент накопления, Тульская и Курская области

DOI: 10.7868/S0869803117040087

После масштабного поступления ^{137}Cs на территорию Европейской части России, вызванного Чернобыльской аварией 1986 г., он стал активно внедряться в биологический круговорот веществ. Принадлежность ^{137}Cs к долгоживущим радионуклидам ($T_{1/2} \approx 30.17$ лет), а также высокая прочность его фиксации глинистыми минералами почв определяют долговременность сохранения основной части пула элемента в пределах поверхностных горизонтов, что приводит к суперпозиции профиля вертикального распределения ^{137}Cs в почве и ризосферного пространства.

Прогнозные оценки показывают, что наиболее пострадавшие в ходе Чернобыльской катастрофы земли в пределах Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей будут сохранять свой статус радиоактивно загрязненных вплоть до середины XXI века, а образовавшиеся в их пределах радиоактивные “пятна” – до конца текущего столетия [1]. В этой связи ключевым вопросом оценки современной радиозкологической ситуации в районах,

подверженных чернобыльским выпадениям, является определение биологической доступности радионуклидов и установление параметров перехода ^{137}Cs из почв в растительность, которая непосредственно употребляется человеком в пищу или используется для скормливания сельскохозяйственным животным. Природные биогеоценозы луговых трав могут являться при этом “критическими” экосистемами, поскольку, как правило, приурочены к геохимически подчиненным позициям ландшафта с относительно повышенной вследствие вторичной миграции ^{137}Cs плотностью радиоактивного загрязнения почв [2, 3], а также способны к кумулятивному накоплению радионуклидов в своих многолетних подземных органах [4].

В целом, миграция ^{137}Cs в системе “почва–растение” определяется рядом характеристик, которые можно объединить в группы: а) физико-химические свойства радионуклида, его концентрация и время, прошедшее после поступления в экосистему; б) свойства почв территории

и особенности их антропогенного использования; в) биологические особенности растений и г) общие ландшафтно-климатические особенности местности, а также погодные условия текущего вегетационного сезона [5–8]. Согласно обобщенным данным, ^{137}Cs относится к радионуклидам с умеренно пониженной интенсивностью перехода из почв в растения, однако его биологическая доступность может изменяться в сравнительно широких пределах даже для фиксированных пар “почва–растение” [6, 9]. Множественность факторов, которые влияют на параметры корневого поглощения радионуклида, определяет трудность формального прогноза радиоэкологического состояния экосистем и важность установления фактических закономерностей перехода радиоцезия в растения на землях, различающихся по уровню загрязнения чернобыльскими выпадениями.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Сравнительный анализ поведения ^{137}Cs в системе “почва–растение” проводили в луговых фитоценозах Тульской и Курской областей. Природный фон районов исследования является однотипным и характеризуется принадлежностью к луговым степям лесостепной зоны, развивающимся на выщелоченных и типичных черноземах Окско-Донской почвенной провинции [10]. Оба района являются высоко освоенными в земледельческом отношении, в связи с чем природные биогеоценозы сохранились лишь в неудобных для пахоты нижних частях водораздельных склонов, а также по днищам балок и в поймах малых рек. Как правило, подобные выделы числятся в составе сенокосных и пастбищных сельскохозяйственных угодий и могут использоваться для заготовки кормовой продукции.

Опорные площадки в пределах типологических групп суходольных и влажных лугов были приурочены к террасе и пойме р. Локна (участок “Верхняя Локна”) на территории Тульской области (рис. 1, *Б*), а также к бортам и днищу балки с временным водотоком (участок “Грачева лощина”) на территории Курской области (рис. 1, *В*). Общие особенности почв и растительных ассоциаций выбранных участков имели сходные характеристики, которые в целом типичны для ландшафтов лесостепи (табл. 1). Почвы обладали значительной мощностью органомофилла с содержанием гумуса 6–7%, нейтральной реакцией среды с рН 6.5–7.2 и хорошей оструктуренностью верхних горизонтов с плотностью селения 1.1–1.2 г/см³. Растительные луговые ассоциации участков отличались большим видовым разнообразием, высокой степенью продуктивного покрытия и общей продуктивностью

1.6–2.5 кг/м²; при этом 85–90% их фитомассы было сосредоточено в подземной фракции. Зольность растительности составляла 7–9%, что соответствовало общим представлениям о параметрах биологического круговорота в травянистых биогеоценозах [11].

При близких природных характеристиках районов исследования они существенно различались по уровню выпадений техногенного ^{137}Cs (рис. 1, *А*). Участок “Верхняя Локна” приурочен к центральной части “Плавского радиоактивного пятна” Тульской области, где после Чернобыльской аварии плотность радиоактивного загрязнения почв составляла 200–550 кБк/м², а участок “Грачева лощина” в Курской области располагался в периферийной части ореола чернобыльских выпадений и характеризовался уровнем загрязнения $^{137}\text{Cs} \approx 10$ кБк/м², который близок к фоновым величинам глобальных выпадений на европейской территории России [12]. Таким образом, на выбранных для проведения сравнительного исследования опорных площадках общие ландшафтно-климатические особенности местности, характеристики почв и растительности, структура антропогенного использования земель, а также время, прошедшее после поступления радионуклида в экосистемы, являлись инвариантными. Это позволило вычленил фактор неоднородности радиоактивного загрязнения почв в различных районах черноземной зоны и оценить значимость различий в уровнях поступления ^{137}Cs в наземные экосистемы для формирования качественных и количественных особенностей его биогеохимического цикла в луговых биогеоценозах.

Схема пробоотбора была унифицирована для всех опорных площадок, при этом все исследования проводились в 3-кратной повторности. Согласно методическим рекомендациям по учету биомассы растительности в травянистых фитоценозах [13, 14], надземную фракцию фитомассы определяли методом сплошных укосов с площади 50 × 50 см², а подземную отмывали из монолитов почв с площадью сечения 25 × 25 см² и глубиной 30 см (основной корнеобитаемый слой) на последовательно закрепленных ситах с диаметром отверстий 1 и 0.5 мм. Состав полученных образцов подземной фитомассы в основном формировали живые корни и корневища луговых трав (> 90%), в незначительной степени в них входили также отмершие корни растений, сохраняющие свое морфологическое строение. Потерявшую морфологические признаки растительных тканей и частично гумифицированную мортмассу, а также визуальнo различимые семена растений отделяли от основной части подземной фитомассы в ходе отмывки путем декантации. После завершения отмывки и доведения подземной фитомассы до воздушно-сухого



Рис. 1. Местоположение районов исследования в соотношении с ореолом постчернобыльского радиоактивного загрязнения наземных экосистем европейской части России:

А – картосхема плотности поверхностного радиоактивного загрязнения почв после аварии на Чернобыльской АЭС, по [24];

Б – участок “Верхняя Локна” Тульской области, располагающийся в центральной части Плавского радиоактивного пятна;

В – участок “Грачева Лощина” Курской области, располагающийся на периферии ореола радиоактивного загрязнения.

Таблица 1. Общая характеристика опорных площадок, основные свойства исследуемых почв и луговых фитоценозов

Показатель	Тульская область, участок “Верхняя Локна”		Курская область, участок “Грачева лощина”	
	суходольный луг	влажный луг	суходольный луг	влажный луг
Абс. высота, м	208	194	205	200
Положение в рельефе	нижняя часть склона 7–10°	пойма р. Локна	нижняя часть склона 5–10°	днище балки
Покровные отложения	лѣссовидные суглинки	аллювиальные карбонатные суглинки	лѣссовидные суглинки	лѣссовидные суглинки
Почвы	чернозем выщелоченный	аллювиальная карбонатная луговая	чернозем типичный	черноземно- луговая почва
Мощность горизонтов А+АВ, см	78	54	101	130
Гумус, %	6.9	5.8	5.8	6.3
pH _{водн}	7.1	6.9	6.5	7.2
Плотность, г/см ³ 0–10 см 0–30 см	1.16 1.32	0.98 1.14	1.06 1.15	1.09 1.33
Угодье	прогонное пастбище	сенокос	сенокос	сенокос
Растительный покров	злаково- разнотравная ассоциация	разнотравно- злаковая ассоциация	злаково- разнотравная ассоциация	разнотравно- злаковая ассоциация
Общая фитомасса, кг/м ²	1.9	2.2	1.6	2.5
Надземная фитомасса, кг/м ²	0.2	0.3	0.2	0.2
Подземная фитомасса, кг/м ²	1.7	1.9	1.4	2.3
Соотношение надземной и подземной фракций, %	11 / 89	14 / 86	15 / 85	8 / 92
Общая зольность, %	8.7	8.8	8.4	7.0
Зольность надземной фрак- ции, %	9.2	6.9	7.9	8.4
Зольность подземной фрак- ции, %	9.1	7.6	8.5	6.8

состояния дополнительный визуальный контроль проб осуществлялся с помощью оптической микроскопии с просмотром для каждого отдельного образца десяти случайно выбранных полей зрения.

Одновременно с пробоотбором растительной фитомассы на каждой площадке с помощью цилиндрического пробоотборника диаметром 8.2 см

отбирали образцы почв ненарушенного сложения до глубины 30 см. Предполагалось (и впоследствии подтвердилось), что в пределах поверхностного 30-сантиметрового почвенного слоя сосредоточены не только интегральные запасы поступившего с чернобыльскими выпадениями ¹³⁷Cs, но и основная масса корней растений. В свою очередь, фиксированный объем почвенных проб

позволял определять как величины удельной активности ^{137}Cs , так и объемный вес почвы, необходимый для расчетов величины плотности её поверхностного радиоактивного загрязнения.

В луговых биогеоценозах участка “Верхняя Локна” дополнительно отбирали послойные пробы почв с шагом 10 см до глубины 30 см. Надземная и подземная фракции фитомассы на этих опорных площадках разбиралась на биологические группы злаков и разнотравья.

В лабораторных условиях после просушки в сушильных шкафах при температуре 80 °С, измельчения и гомогенизации проб почв и растительности проводили измерение содержания в них ^{137}Cs с помощью сцинтилляционного гамма-спектрометра “Мультирад-гамма” с блоком детектирования БДКС-63–01А (НТЦ “Амплитуда”, Россия) с использованием программы обработки спектров “Прогресс 5.1” с относительной погрешностью определения удельной активности радионуклида не более 10%. Гамма-спектрометрию проб почвы проводили в геометрии сосуда Маринелли, растительности – в геометрии “дента”.

Содержание гумуса и реакцию среды почв определяли традиционными методами [15]. Содержание зольных элементов в растительности устанавливали термовесовым методом после сухого озоления при температуре 350 °С в течение 5–8 ч [13, 14].

РЕЗУЛЬТАТЫ

В луговых экосистемах черноземной зоны, подвергшихся чернобыльским выпадениям различной интенсивности, и в настоящее время сохраняются существенные различия уровней накопления ^{137}Cs в компонентах системы “почва–растение” (табл. 2). Так, характеристики поверхностного радиоактивного загрязнения почв участка “Верхняя Локна” Тульской области варьируют в пределах 200–300 кБк/м², что относит ландшафт к зоне проживания с правом на отселение, в которой производство растениеводческой продукции разрешено, но рекомендуется контроль содержания в ней радионуклидов. На участке “Грачева лощина” Курской области плотность загрязнения почв ^{137}Cs на порядок ниже и составляет 10–20 кБк/м², что близко к показателям, средним для черноземной зоны европейской территории России [1], и полностью удовлетворяет радиоэкологическим нормам.

При столь ярко выраженной разнице в уровнях загрязнения почв Тульской и Курской областей ^{137}Cs абсолютные величины показателей накопления радионуклида в фитомассе луговой растительности опорных участков также заметно

различались (см. табл. 2), однако с менее выраженной контрастностью: если разница в средних величинах удельной активности ^{137}Cs между почвами районов исследования составляла ≈ 17 -кратную величину, то для луговой растительности различия снижались до ≈ 8 раз. В целом, величины удельной активности ^{137}Cs в фитомассе луговой растительности были в 3–11 раз ниже, чем в почвах.

При этом в более продуктивных травостоях влажных экотопов районов исследования по сравнению с соответствующими биогеоценозами суходольных лугов средние значения величин удельной активности ^{137}Cs и, в особенности, общих запасов радиоцезия в фитомассе были относительно повышены.

Во всех исследованных биогеоценозах наблюдали существенную неоднородность параметров аккумуляции ^{137}Cs в надземной и подземной фракциях фитомассы. Подземная фракция луговой растительности характеризовалась относительно повышенными величинами удельной активности ^{137}Cs , а травостой лугов, который может использоваться для сенокосения или непосредственного поедания крупным рогатым скотом, характеризовался сравнительно низкими величинами удельной активности ^{137}Cs , которые были в 2–5 раз ниже, чем в корнях растений. Характерно, что не только на участке “Грачева лощина” с близким к фоновому уровню радиоактивного загрязнения, но и на участке “Верхняя Локна” в пределах Плавского радиоактивного пятна величины удельной активности ^{137}Cs , не превышавшие 36–42 Бк/кг (на абсолютно сухое вещество), полностью удовлетворяли санитарно-гигиеническим требованиям ВП 13.5.13/06–01 к ограничению содержания ^{137}Cs в кормовых травах на уровне не более 100 Бк/кг в сырой массе и не более 400 Бк/кг в воздушно-сухой массе [16].

Отметим, что, согласно оценке величины общей зольности надземной и подземной фракций луговых ассоциаций опорных площадок, основная масса потребляемых растениями минеральных элементов – в отличие от ^{137}Cs – была относительно равномерно распределена между побегами и корнями (см. табл. 1). Таким образом, можно считать, что неоднородность распределения радионуклида между исследованными компонентами фитомассы отражала специфичность биогеохимического цикла ^{137}Cs в травянистых экосистемах, а не являлась результатом адгезии (налипания) твердых частиц почвы на поверхности корней при их неполной отмывке.

Таблица 2. Параметры аккумуляции ^{137}Cs в почвах и в фитомассе луговой растительности исследованных биогеоценозов

Показатель	Тульская область, участок “Верхняя Локна”		Курская область, участок “Грачева лощина”	
	суходольный луг	влажный луг	суходольный луг	влажный луг
Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг				
Почва	786 ± 114	621 ± 52	26 ± 8	55 ± 12
Общая фитомасса	72 ± 16	119 ± 18	10 ± 3	14 ± 2
Надземная фитомасса	25 ± 17	26 ± 10	3 ± 2	8 ± 4
Подземная фитомасса	78 ± 15	134 ± 22	11 ± 3	14 ± 3
Запасы ^{137}Cs : для почв – кБк/м ² , для растительности – Бк/м ²				
Почва	312 ± 99	213 ± 51	9 ± 4	22 ± 5
Общая фитомасса	140 ± 18	260 ± 27	15 ± 4	35 ± 5
Надземная фитомасса	7 ± 4 5.0%*	6 ± 4 2.3%	0.8 ± 0.4 5.4%	1.8 ± 0.8 5.2%
Подземная фитомасса	133 ± 18 95.0%	254 ± 31 97.7%	14 ± 3 94.6%	33 ± 5 94.8%

* В знаменателе – средняя доля запасов ^{137}Cs по фракциям фитомассы.

ОБСУЖДЕНИЕ

Факт повышенной аккумуляции ^{137}Cs в корнях некоторых видов растений по сравнению с их зелеными вегетирующими частями был установлен рядом исследователей в модельных экспериментах с внесением в стандартизированную почву или в водную питательную среду высокоактивных растворов ^{137}Cs [7, 8, 17–19], а также в районах размещения полигонов ядерных испытаний или в ближайших зонах влияния АЭС [20–22]. В свою очередь, полученное в настоящей работе подтверждение неоднородности распределения ^{137}Cs между надземными и подземными фракциями фитомассы для луговых экосистем районов постчернобыльского радиоактивного загрязнения свидетельствовало о воспроизводстве этой особенности в условиях многолетнего биологического круговорота элементов.

Таким образом, специфику биогеохимического цикла ^{137}Cs в наземных экосистемах радиоактивно загрязненных земель определяли не столько экстенсивные, сколько интенсивные параметры, основным из которых принято считать коэффициент накопления K_n , рассчитывающийся как отношение величин удельной активности радионуклида в сухой массе растения/растительности и в почве. Значения K_n ^{137}Cs в общей фитомассе исследованных суходольных и влажных лугов Тульской и Курской областей (табл. 3) варьировали в сравнительно небольших пределах и оценивались как 0.1–0.4, что

подтверждало общую дискриминацию процесса корневого потребления радионуклида на радиоактивно загрязненных почвах. При этом значения K_n между опробованными участками различались меньше (коэффициент вариации 53%), чем величины удельной активности и/или запасов ^{137}Cs в почвах и растительности (коэффициенты вариации 97–107%). Таким образом, хотя значения K_n ^{137}Cs в однотипных по природным характеристикам радиоактивно загрязненных наземных экосистемах не являлись константой [6, 9], но их величины сохраняли более-менее узкий диапазон варьирования, что актуально для прогноза перехода радионуклида в растения и оценки допустимости их дальнейшего использования в сельскохозяйственном производстве. Отметим, что установленные для исследованных луговых биогеоценозов величины K_n , надз для надземной фитомассы травостоев не превышали 0.15, что хорошо согласовывалось с величинами K_n ^{137}Cs для продуктивных частей многолетних пастбищных трав, приводимых в сводке МАГАТЭ как 4.8×10^{-3} – 4.3×10^{-2} для злаков и 4.8×10^{-3} – 2.8 для разнотравья [23].

В целом, по мере возрастания величин удельной активности ^{137}Cs в почвах районов чернобыльских выпадений абсолютные показатели перехода ^{137}Cs в растения достоверно увеличивались (с коэффициентом корреляции $r = 0.85$ при $p = 0.95$), но относительная доля корневого потребления радионуклида луговой растительностью, согласно значениям K_n , общ.

Таблица 3. Коэффициенты накопления ¹³⁷Cs в фитомассе луговой растительности исследованных биогеоценозов

Показатель	Тульская область, участок “Верхняя Локна”		Курская область, участок “Грачева лощина”	
	суходольный луг	влажный луг	суходольный луг	влажный луг
Общая фитомасса	0.09	0.19	0.38	0.25
Надземная фитомасса	0.03	0.04	0.12	0.15
Подземная фитомасса	0.10	0.22	0.42	0.25

оставалась более-менее постоянной или даже слегка понижалась (с коэффициентом корреляции $r = -0.89$ при $P = 0.95$) (рис. 2). Таким образом, хотя в условиях выраженного постчернобыльского загрязнения земель Тульской области расширенное внедрение ¹³⁷Cs в биологический круговорот веществ было неизбежно, но протекторные физиологические механизмы растений препятствовали интенсивному корневому потреблению радионуклида и замещению им схожих по химическим свойствам важнейших компонентов

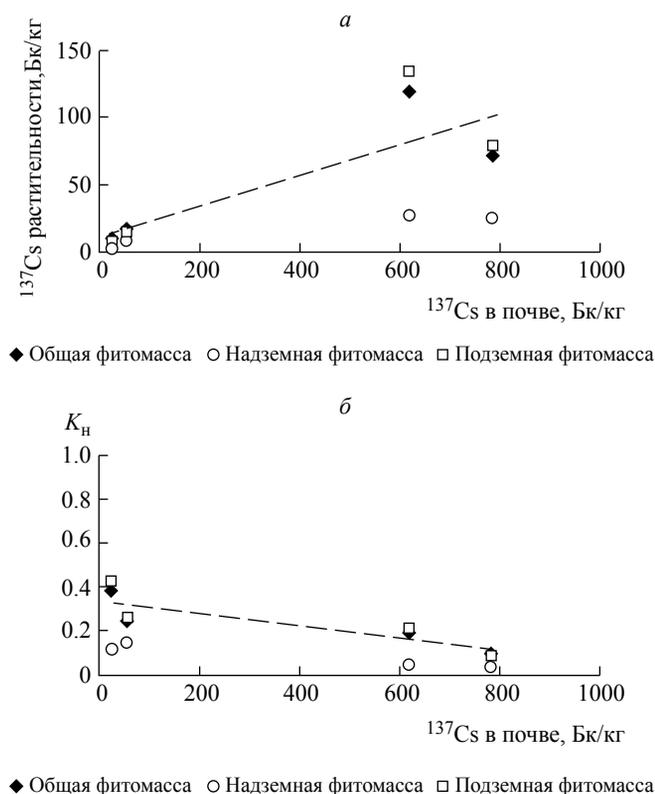


Рис. 2. Зависимость показателей корневого поглощения ¹³⁷Cs растительностью луговых биогеоценозов от величины его удельной активности в поверхностном 30-см слое почв (1 – общая фитомасса, 2 – надземная фитомасса, 3 – подземная фитомасса): а – удельная активность ¹³⁷Cs в растительности, б – коэффициент накопления ¹³⁷Cs в растительности.

минерального питания растений – ионов калия и аммония. Если дополнительно принять во внимание выявленный для исследованных луговых сообществ эффект ризофильтрации, при котором в травостой растительности переносилось не более 5% общих запасов радионуклида в фитомассе (см. табл. 2), то эффективность действия защитных биологических барьеров при миграции ¹³⁷Cs в системе “почва–растение” проявлялась еще нагляднее.

Дифференцированная оценка параметров перехода ¹³⁷Cs в надземную и подземную фракции фитомассы биологических групп злаков и разнотравья в луговых биогеоценозах Тульской области (рис. 3) выявила, что злаки, как представители

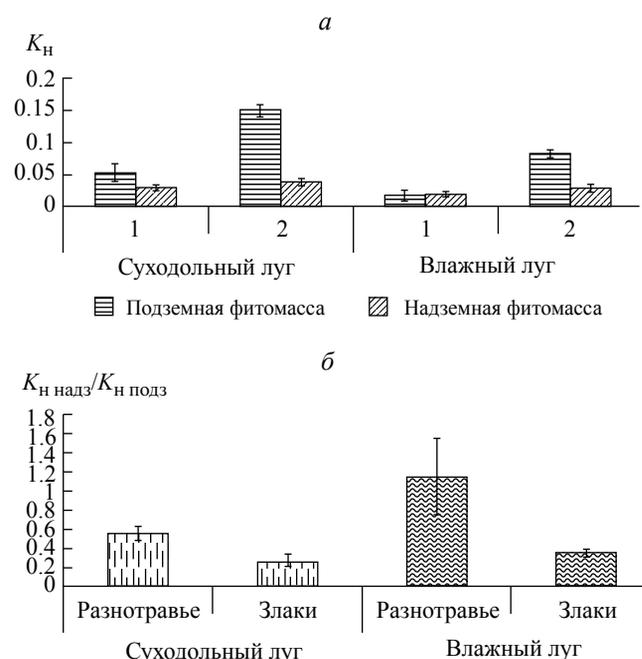


Рис. 3. Показатели корневого поглощения ¹³⁷Cs и его транслокации в надземные органы для луговых растений разных биологических групп (1 – злаки, 2 – разнотравье): а – коэффициент накопления ¹³⁷Cs в растительности, б – соотношение коэффициентов накопления ¹³⁷Cs в надземной и подземной фракции фитомассы.

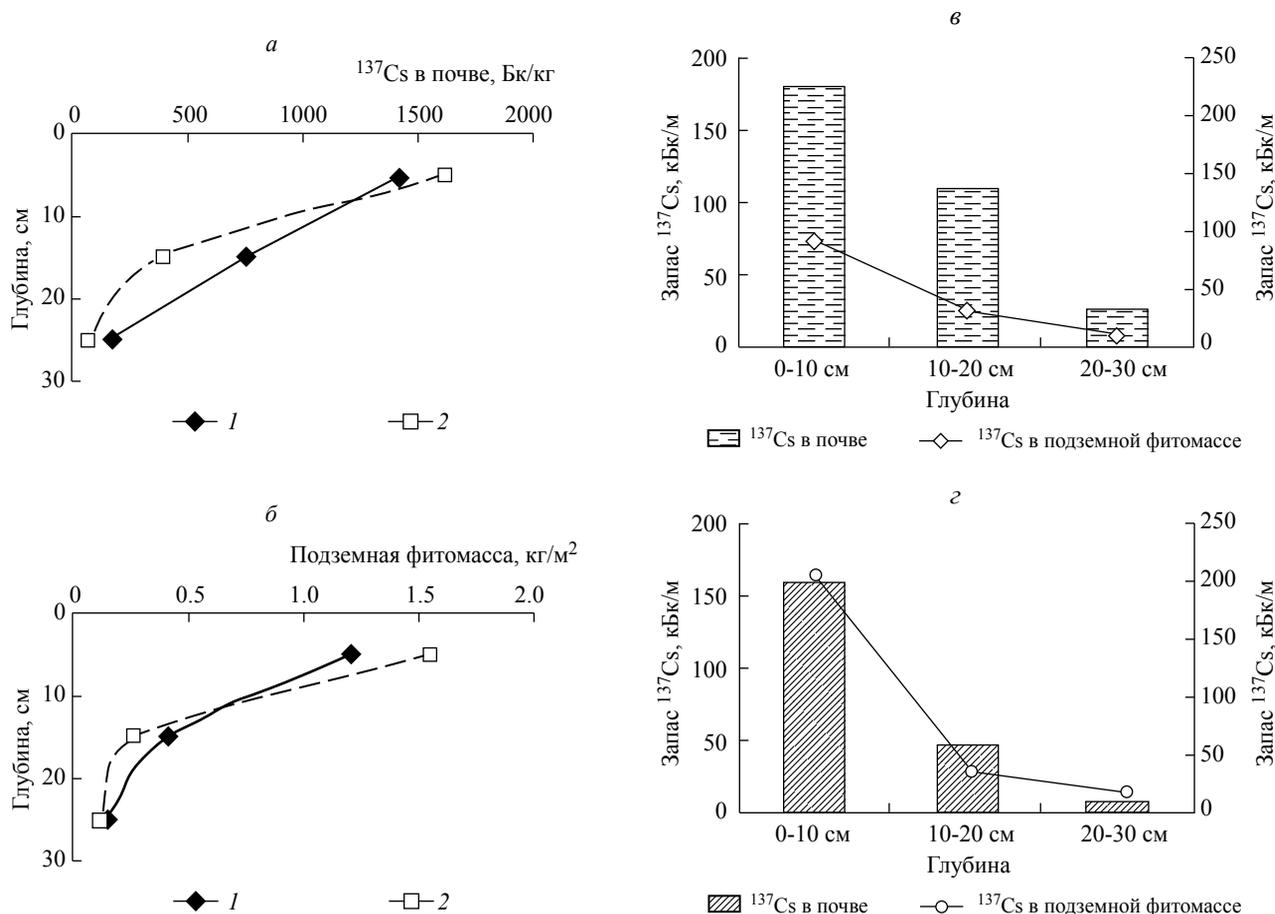


Рис. 4. Сравнительное послойное распределение в поверхностном 30-см слое почв участка “Верхняя Локна” Тульской области: *а* – величин удельной активности ^{137}Cs в почве (1 – суходольный луг, 2 – влажный луг); *б* – величин запасов подземной фитомассы (1 – суходольный луг, 2 – влажный луг); *в* – величин запасов ^{137}Cs в почве и в подземной фитомассе биогеоценоза суходольного луга; *з* – величин запасов ^{137}Cs в почве и в подземной фитомассе биогеоценоза влажного луга.

класса однодольных растений, хотя и поглощали радиоцезий относительно более интенсивно, но обладали более выраженной функцией ризофильности. Именно для растений из семейства злаковых (*Gramineae*), произрастающих как в условиях суходольного, так и влажного пойменного лугов, было характерно преимущественное депонирование ^{137}Cs в корнях, где значения $K_{\text{н. подз}}$ в 3–4 раза превышали значения $K_{\text{н. надз}}$. В то же время для представителей класса двудольных, которые составляли биологическую группу разнотравья, транслокация ^{137}Cs в побеги была заметно выше, чем для злаков (соотношение $K_{\text{н. надз}} / K_{\text{н. подз}}$ варьировало в пределах 0.9–1.7), зато в целом у них были более выражены общие протекторные функции корневых систем. По-видимому, общие параметры корневого потребления ^{137}Cs луговой растительностью и особенности его распределения между надземными и подземными органами существенным образом зависят как от биологических особенностей отдельных видов и групп растений, так и от

их соотношения в составе растительного сообщества. В свою очередь, именно преобладание злаков в исследованных луговых ассоциациях определяло приуроченность основных запасов поглощенного растениями ^{137}Cs к подземной части фитомассы.

Сравнительный послойный учет параметров распределения подземной фитомассы и накопления ^{137}Cs в почве и корнях в поверхностном 30-сантиметровом слое почв суходольного и влажного лугов участка “Верхняя Локна” показал, что они характеризуются весьма близкими регрессивно(поверхностно)-аккумулятивными профильными кривыми (рис. 4). Вплоть до настоящего времени практически весь пул ^{137}Cs в луговых почвах сосредоточен в пределах поверхностного 10-сантиметрового слоя дернины, что определяет возможность сравнительно активного прижизненного обмена радиоцезием между почвой и растительностью. Согласно данным Н.И. Базилевич с соавт. (1978), в лугово-степных травянистых сообществах мелкие корни и корневища растений, доля которых в составе подземной фитомассы достигает

Таблица 4. Распределение запасов ^{137}Cs в системе “почва–растение” исследованных биогеоценозов

Участок	Фитоценоз	Общие запасы в системе “почва–растение”, кБк/м ²	Запасы в растительности, %	Запасы в почве, %
Тульская область, участок “Верхняя Локна”	суходольный луг	282	0.05	99.95
	влажный луг	213	0.13	99.87
Курская область, участок “Грачева лощина”	суходольный луг	9	0.17	99.83
	влажный луг	22	0.16	99.84

20%, в течение года могут отмирать и прирастать трижды [24]. Таким образом, в системе “почва–растение” исследованных луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна около 25–50 Бк/м² ^{137}Cs может находиться в сравнительно быстром внутрисезонном обмене, что наряду с ^{137}Cs , постепенно потребляемым корнями растений из минеральной части почвы, обеспечивает воспроизводство биогеохимического цикла элемента.

Однако, в целом биологическая компонента системы “почва–растение” исследованных луговых биогеоценозов черноземной зоны обладала весьма незначительными показателями биологической емкости по отношению к техногенному ^{137}Cs и была способна удерживать в составе надземной и подземной годичной продукции не более 0.02% общих запасов радионуклида (табл. 4). Еще меньше – порядка $n \times 10^{-3}$ % запасов радионуклида – ежегодно переходит в урожай травостоя лугов, который может отчуждаться из биогеоценоза при сенокосении. Практическим следствием последнего является низкая эффективность проведения на лугах фиторемедиационных мероприятий по защите от радиоактивного загрязнения почв, которые основывались бы на принципе фитоэкстракции.

Характерно, что при этом относительное постоянство распределения запасов ^{137}Cs между почвой и фитомассой, накопленной к концу вегетационного периода, наблюдалось вне зависимости от типа луга (суходольный, влажный) и/или от уровня радиоактивного загрязнения почв: оно характеризовалось близкими параметрами как для центральной части ореола чернобыльских выпадений (Тульская область), так и для его периферии (Курская область).

ВЫВОДЫ

1. Современные уровни плотности поверхностного загрязнения ^{137}Cs почв центральной части ореола постчернобыльского радиоактивного загрязнения в пределах черноземной зоны (Плавское радиоактивное пятно Тульской области) составляют 200–300 кБк/м², что соответствует статусу зоны проживания с правом на отселение, в которой производство

растениеводческой продукции разрешено, но рекомендуется контроль содержания в ней радионуклидов. В периферической части ореола (Курская область) в настоящее время плотность загрязнения почв ^{137}Cs на порядок ниже и варьирует в пределах 10–20 кБк/м², что полностью удовлетворяет радиационно-экологическим нормам и близко к фоновым показателям для черноземной зоны европейской территории России.

2. Величины удельной активности ^{137}Cs в фитомассе луговых биогеоценозов районов с высокой и низкой интенсивностью чернобыльских выпадений в пределах черноземной зоны в настоящее время в 3–11 раз ниже, чем в почвах, и удовлетворяют ветеринарным требованиям к содержанию радиоцезия в кормовых травах. Значения коэффициентов накопления ^{137}Cs в общей фитомассе варьируют в сравнительно небольших пределах и оцениваются как 0.1–0.4, что подтверждает общую дискриминацию процесса корневого потребления радионуклида на радиоактивно загрязненных землях в отдаленный период после поступления радионуклида в составе конденсационных выпадений.

3. Параметры аккумуляции радионуклида в фитомассе биогеоценозов влажных лугов районов исследования по сравнению с соответствующими биогеоценозами суходольных лугов относительно повышены. Однако, в целом биологическая компонента системы “почва–растение” луговых биогеоценозов черноземной зоны обладает весьма незначительными показателями биологической емкости по отношению к техногенному ^{137}Cs и способна удерживать в составе надземной и подземной годичной продукции не более 0.02% общих запасов радионуклида.

4. В злаковых и разнотравно-злаковых луговых биогеоценозах постчернобыльской зоны наблюдается существенная неоднородность распределения величин удельной активности и запасов ^{137}Cs между надземной и подземной фракциями фитомассы. Вне зависимости от уровня радиоактивного загрязнения почв подземная, преимущественно корневая, фракция фитомассы луговой растительности характеризуется величинами удельной

активности ^{137}Cs , которые в 2–5 раз превосходят показатели содержания радионуклида в надземной части. С учетом отмеченной диспропорции распределения величин удельной активности радионуклида между надземными и подземными органами, а также существенного доминирования в фитомассе травянистых сообществ корней над побегами (в среднем 9 : 1), в составе первых депонируется $\geq 95\%$ общих запасов ^{137}Cs в растительности, что отражает эффект ризофильности в отношении радионуклида.

5. Сравнительный послойный учет параметров распределения подземной фитомассы и накопления ^{137}Cs в почве и в подземной фракции фитомассы в пределах ризосферного пространства почв суходольного и влажного лугов Плавского радиоактивного пятна показал, что вплоть до настоящего времени основная часть запасов радионуклида как в почве, так и в подземной фитомассе приходится на поверхностный 10-сантиметровый слой дернины, что обеспечивает воспроизводство биогеохимического цикла радионуклида.

БЛАГОДАРНОСТИ

Работы проводились при финансовой поддержке проектов РФФИ № 10-05-00976 и № 14-05-00903.

Авторы приносят искреннюю благодарность принимавшим участие в полевых работах сотрудникам Географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова д-ру геогр. наук В.Н. Голосову, канд. геогр. наук Н.Н. Ивановой, канд. геогр. наук Л.А. Турыкину, а также студентке факультета Почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова Е.Н. Мачаевой.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси / Под ред. Ю.А. Израэля и И.М. Богдевича. М.: Фонд “Инфосфера”-НИА-Природа; Минск: Белкартография, 2009. 140 с.
2. Борзилов В.А., Коноплев А.В., Ревина С.К. и др. Экспериментальное исследование смыва радионуклидов, выпавших на почву в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология. 1988. № 11. С. 43–53.
3. Иванова Н. Н., Шамшурина Е.Н., Голосов В.Н. и др. Оценка перераспределения ^{137}Cs экзогенными процессами в днище долины р. Плава (Тульская область) после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 5: География. 2014. Т. 1. № 1. С. 24–34.
4. Coughtrey P.J., Carini F., Venter A. Conclusions and recommendations // J. Environ. Radioact. 2001. V. 52. P. 309–314.
5. Zhu Y.-G., Smolders E. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application // J. Exp. Bot. 2000. V. 51. № 351. P. 1635–1645.
6. Ehlken S., Kirchner G. Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review // J. Environ. Radioact. 2002. V. 58. P. 97–112.
7. Staunton S., Hinsinger P., Guivarch A. et al. Root uptake and translocation of radiocaesium from agricultural soils by various plant species // Plant and Soil. 2003. V. 254. P. 443–455.
8. Tamponnet C., Martin-Garin A., Gonze M.-A. et al. An overview of BORIS: Bioavailability of Radionuclides in Soils // J. Environ. Radioact. 2008. V. 99. P. 820–830.
9. Nisbet A.F., Woodman R.F.M. Soil-to-plant transfer factors for radiocaesium and radiostrontium in agricultural systems // Health Phys. 2000. V. 78. p. 279–288.
10. География почв и почвенное районирование Центрального экономического района СССР / Под ред. Г.В. Добровольского и И.С. Урусевской. М.: Изд-во МГУ, 1972. 468 с.
11. Родин Л.Е., Базилевич Н.И. Динамика органического вещества и биологический круговорот зольных элементов и азота в основных типах растительности земного шара. М.: Наука, 1965. 264 с.
12. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины / Науч. рук. Ю.А. Израэль. М.: ИГКЭ Росгидромета, Роскартография, 1998. 143 с.
13. Гришина Л.А., Самойлова Е.М. Учет биомассы и химический анализ растений. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 100 с.
14. Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Garnier E. et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide // Austral. J. Bot. 2013. V. 61. P. 167–234.
15. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 488 с.
16. ВП 13.5.13/06–01 “Ветеринарно-санитарные требования к радиационной безопасности кормов, кормовых добавок, сырья кормового. Допустимые уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs . Ветеринарные правила и нормы” (утв. Минсельхозом РФ 19.12.2000).
17. Show G., Bell J.N.B. The kinetics of caesium absorption by roots of winter wheat and the possible consequences for the derivation of soil-to-plant transfer factors for radiocaesium // J. Environ. Radioact. 1989. V. 10. P. 213–231.
18. Soudek P., Valenova S., Vavříkova Z. et al. ^{137}Cs and ^{90}Sr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions // J. Environ. Radioact. 2006. V. 88. P. 236–250.

19. Abu-Khadra S.A., Abdel-Sabour M. F., Abdel-Fattah A.T. *et al.* Transfer factor of radioactive Cs and Sr from Egyptian soils to roots and leaves of wheat plant // IX Radiat. Phys. & Prot. Conf. 15–19 November 2008, Nasr City. Cairo, Egypt. 2008. № 9. P. 185–196.
20. Махонина Г.И., Молчанова И.В., Субботина Е.Н. и др. Распределение Fe-59, Co-60, Zn-65, Sr-90, Ru-106, Cs-137, Ce-144 по компонентам биогеоценоза // Проблемы радиационной биогеоценологии. Труды Ин-та биологии. Вып. 45. Свердловск, 1965. С. 121–125.
21. von Fircks Y., Rosen K., Sennerby-Forsse L. Uptake and distribution of Cs and Sr in *Salix Viminalis* plants // J. Environ. Radioact. 2002. V. 63. P. 1–14.
22. Кожыханов Т.Е., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В. и др. Особенности накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными культурами в районе проведения наземных ядерных испытаний (Пл. “Опытное поле”) // Актуальные вопросы радиэкологии Казахстана. Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2010 год. Курчатов, 2011. Вып. 3. Т. 2. С. 59–85.
23. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Reports Series № 472. Vienna: IAEA, 2010. 208 p.
24. Базилевич Н.И., Тутлянова А.А., Смирнов В.В. и др. Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах. М.: Мысль, 1978. 181 с.

Comparative Analysis of ^{137}Cs Root Uptake in Grassland Ecosystems of Areas Affected by Chernobyl Fallout of Different Levels

T. A. Paramonova^{1,*}, E. N. Shamshurina², V. R. Belyaev², O. L. Komissarova¹

¹ Soil Science Faculties of Lomonosov Moscow State University, Moscow

² Geography Faculties of Lomonosov Moscow State University, Moscow

*E-mail: tparamonova@soil.msu.ru

Similar semi-natural grass ecosystems of dry and wet meadows in the Chernozem zone with different levels of radioactive post-Chernobyl contamination were studied in the remote period after the accident. The intensity of ^{137}Cs root uptake was demonstrated to have considerable similarity both for the investigated areas and for different ecotops inside of the areas. significant discrimination of ^{137}Cs transfer from soil into plants, a preferential deposition of ^{137}Cs in the belowground biomass of vegetation (due to a low translocation of the radionuclide in cereal species) were established. Also until the present time the bulk of the ^{137}Cs inventories in chernozems and chernozem-like soils and in the belowground biomass has concentrated in the surface of a 10-cm layer, corresponding to rizosphere and serving the reproduction in the biogeochemical cycle of the radionuclide.