

УДК 581.5:539.163:581.4:631.45

КОРНЕВОЕ ПОГЛОЩЕНИЕ ^{137}Cs И ЕГО РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МЕЖДУ НАДЗЕМНЫМИ И ПОДЗЕМНЫМИ ОРГАНАМИ РАСТЕНИЙ: АНАЛИЗ ЛИТЕРАТУРЫ

© 2017 г. Т. А. Парамонова*, С. В. Мамихин

Факультет почвоведения Московского государственного университета
им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия

*E-mail: tapara@mail.ru

Поступила в редакцию 31.10.2016 г.

Обобщены и проанализированы современные литературные и собственные данные о закономерностях процесса корневого поглощения ^{137}Cs растениями и параметрах его накопления в надземных и подземных фракциях фитомассы. Показано, что по данным различных исследователей распределение ^{137}Cs в побегах и корнях растений неравномерно и для 54 рассмотренных видов коэффициент транслокации варьирует в интервале от 0.01 до 9.36. Обсуждены гипотезы ряда авторов о причинах данного явления и предложены собственные возможные объяснения.

Ключевые слова: радиоэкология, радиоактивное загрязнение, ^{137}Cs , система “почва–растение”, корневое потребление, коэффициент накопления, коэффициент транслокации

DOI: 10.7868/S0869803117060091

Известно, что радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных угодий России и сопредельных стран, произошедшее в 1986 г. в результате аварии на Чернобыльской АЭС, захватило площадь более 2 млн га [1] и вызвало необходимость экстренной оценки параметров перехода антропогенных радионуклидов из почв в различные виды растений для решения вопроса о допустимости дальнейшего использования этих земель и минимизации распространения радионуклидов по пищевым цепям. Проблема решалась не только в России и странах СНГ, но и на международном уровне. Были созданы национальные системы радиационного контроля качества сельскохозяйственной продукции, получаемой на загрязненных чернобыльскими выпадениями землях. Также были проведены многочисленные целевые исследования, результаты которых обобщены при реализации ряда международных программ: “Классификация почвенных систем на основе факторов перехода радионуклидов из почв в референтные растения” (2006) [2], “Биологическая доступность радионуклидов в почвах” [3], в методике “Количественная оценка транспорта радионуклидов в наземных и водных экосистемах в целях радиоэкологической оценки” [4], а также в “Справочнике численных параметров для прогноза распространения радионуклидов в наземных и водных экосистемах” [5, 6]. Отметим, что большой вклад в установление основных

теоретических закономерностей и эмпирических параметров миграции антропогенных радионуклидов и, прежде всего, наиболее экологически значимого из них ^{137}Cs , внесли советские и российские ученые, проводившие натурные исследования на пострадавших территориях, в том числе в районах наиболее интенсивных радиоактивных выпадений [1, 7–25 и др.]. Помимо прямых наблюдений за поведением ^{137}Cs в экосистемах загрязненных территорий широкое распространение получила практика проведения лабораторных или полевых модельных экспериментов с внесением в питательную среду (почву, почвенно-грунтовую смесь, водный раствор и т.д.) доступных для растений форм радионуклида с градиентным повышением его концентраций, что позволило оценить наличие пороговых эффектов, кинетику процессов корневого поглощения и транслокации ^{137}Cs в растениях, а также многие другие процессы [26–36 и др.].

Таким образом, изучению накопления ^{137}Cs компонентами растительного покрова природных и антропогенных экосистем в результате корневого потребления из радиоактивно загрязненных почв в последние десятилетия уделялось большое внимание, что позволило определиться с основными закономерностями этого процесса, однако по ряду вопросов единого мнения так и не удалось выработать.

КОРНЕВОЕ ПОТРЕБЛЕНИЕ ^{137}Cs
РАСТЕНИЯМИ

Известно, что ^{137}Cs относится к радионуклидам с умеренно пониженной интенсивностью перехода из почв в растения [37, 38], которая варьирует в зависимости от множества факторов: физико-химической формы, механизмов, срока давности и регулярности поступления загрязнителя в экосистему; состава и свойств почв, в том числе их минералогического и гранулометрического состава, оструктуренности, рН, состава почвенного раствора, содержания органического углерода, обеспеченности подвижными формами соединений калия и аммонийного азота; семейства и вида растения, его сортовых особенностей, габитуса, фазы вегетационного цикла; состава и активности почвенной микробиоты и, в особенности, наличия микоризы; погодных условий года и т.д. [3, 18, 37–42].

Для количественной оценки корневого потребления ^{137}Cs растениями используется коэффициент накопления K_n (в англоязычной литературе наиболее часто используется обозначение “transfer factor” или “TF”, в ряде случаев – “концентрационное отношение” или “CR”), который рассчитывается как отношение величины удельной активности ^{137}Cs в сухой (существенно реже – в сырой) биомассе структурной части растения к величине удельной активности ^{137}Cs в рассматриваемом слое почвы или в питательной среде [12, 43]. Строго говоря, величина K_n не является константой, и этот показатель может изменяться в достаточно широких пределах даже для растений одного вида [41, 42, 44–47]. По данным, опубликованным Международным союзом радиэкологов, размах колебаний K_n для производственных групп сельскохозяйственных растений в отношении радиоизотопов $^{134/137}\text{Cs}$ достигает несколько порядков (2×10^{-4} – 30) [43]. Тем не менее, использование величин K_n для оценки интенсивности перехода радионуклидов в растения является базовым приемом радиэкологических исследований, поскольку оно позволяет учитывать различия в уровнях загрязнения почв и тем самым способствует выявлению общих закономерностей процессов корневого поглощения радиоактивных элементов. В частности, обобщение имеющихся к 2010 г. сведений о корневом потреблении ^{137}Cs сельскохозяйственными растениями пояса умеренного климата, проведенное Н.И. Санжаровой с коллегами и опубликованное Международным агентством по атомной энергии (МАГАТЭ) в качестве одного из разделов “Справочника численных параметров для прогноза распространения радионуклидов в наземных и водных экосистемах” [5], количественно подтвердило дискриминацию перехода радионуклида из почв в растения (табл. 1). Можно с определенной уверенностью констатировать, что для большинства сельскохозяйственных культур, выращиваемых в поясе

умеренного климата, значения K_n ^{137}Cs существенно меньше единицы, что отражает возможность получения приемлемой в радиэкологическом отношении растительной продукции, выращиваемой в районах чернобыльских выпадений.

К основным биологическим и эдафическим особенностям корневого потребления ^{137}Cs , установленным в настоящее время, можно отнести следующие:

1. Прочная фиксация ^{137}Cs глинистыми минералами почв определяет сосредоточение радионуклида в пределах корнеобитаемого слоя, что способствует долговременному воспроизводству биогеохимического цикла элемента в системе “почва–растение” [12, 42]. Наиболее интенсивное не-обменное поглощение ^{137}Cs происходит в межплетневых пространствах выветрелых участков иллита, вермикулита и других гидрослюдов, а также глинистых минералов с примесью иллита [48, 49].

2. Корневое поглощение ^{137}Cs происходит по аналогии с природным стабильным изотопом ^{133}Cs [50] или более активно: при анализе содержания изотопов в картофеле и рисе значения K_n для ^{137}Cs были в ~ 3 –4 раза больше, чем для ^{133}Cs , хотя дальнейшее их распределение в растениях характеризовалось однотипностью [51, 52].

3. Биологическая доступность ^{137}Cs в органо-генных почвах существенно выше, чем в минеральных, а в последних увеличивается в зависимости от гранулометрического состава в ряду: суглинистые и глинистые < супесчаные < песчаные почвы [2, 5, 33, 35, 53–55 и др.]. Однако есть исследования, в которых отрицается зависимость величин K_n ^{137}Cs от гранулометрического состава почв, а также от содержания в них гумуса, рН и других свойств [56, 57].

4. Растения, фотосинтез которых осуществляется по типу С4 (кукуруза, сорго и др.), потребляют из почв большее количество калия, железа и кальция, чем С3-виды (рожь, ячмень, пшеница), произрастающие в тех же условиях [58], что предположительно может иметь связь с различиями этих групп в отношении интенсивности корневого поглощения радиоцезия.

5. Накопление ^{137}Cs в биомассе многолетних трав, время жизни корневых систем которых достигает 6–8 лет, обычно выше, чем в биомассе сельскохозяйственных культур, выращиваемых как однолетние [59, 60]. При этом установлено, что после заивадания трав запасы ^{137}Cs , сосредоточенные в корнях, могут быть перераспределены к новым побегам [61], и, таким образом, главные корни многолетних растений могут служить депозитарием для сравнительно долговременного хранения радионуклида.

6. Параметры перехода ^{137}Cs в растения зависят от времени их взаимодействия с загрязненной

Таблица 1. Характерные средние значения и пределы варьирования коэффициентов накопления ^{137}Cs в сельскохозяйственных культурах, выращиваемых в поясе умеренного климата (по [5])

Растительная группа	Части растений	Группа почв	Объем выборки	Среднее геометрич.	Минимум	Максимум
Злаки	Зерно	все	470	2.9×10^{-2}	2.0×10^{-4}	9.0×10^{-1}
		песчаные	156	3.9×10^{-2}	2.0×10^{-3}	6.6×10^{-1}
		суглинистые	158	2.0×10^{-2}	8.0×10^{-4}	2.0×10^{-1}
		глинистые	110	1.1×10^{-2}	2.0×10^{-4}	9.0×10^{-2}
		органогенные	28	4.3×10^{-2}	1.0×10^{-2}	7.3×10^{-1}
	Побеги (стебли и листья)	все	130	1.5×10^{-1}	4.3×10^{-3}	3.7
		песчаные	35	2.1×10^{-1}	4.1×10^{-2}	1.9
		суглинистые	36	1.1×10^{-1}	6.5×10^{-3}	1.5
		глинистые	37	5.6×10^{-2}	4.3×10^{-3}	5.3×10^{-1}
		органогенные	28	4.3×10^{-2}	1.0×10^{-2}	7.3×10^{-1}
Кукуруза	Зерно	все	67	3.3×10^{-2}	3.0×10^{-3}	2.6×10^{-1}
		песчаные	47	4.9×10^{-2}	8.0×10^{-3}	2.6×10^{-1}
		суглинистые	14	1.6×10^{-2}	3.2×10^{-3}	7.0×10^{-2}
		глинистые	11	1.2×10^{-2}	3.0×10^{-3}	7.0×10^{-2}
		органогенные	7	2.3×10^{-2}	4.0×10^{-3}	4.6×10^{-1}
	Побеги (стебли и листья)	все	101	7.3×10^{-2}	3.0×10^{-3}	4.9×10^{-1}
		песчаные	77	1.0×10^{-1}	1.4×10^{-2}	4.9×10^{-1}
		суглинистые	10	1.5×10^{-2}	3.0×10^{-3}	5.2×10^{-2}
		глинистые	11	2.2×10^{-2}	7.8×10^{-3}	6.0×10^{-2}
		органогенные	7	2.3×10^{-2}	4.0×10^{-3}	4.6×10^{-1}
Листовые овощи	Листья	все	290	6.0×10^{-2}	3.0×10^{-4}	9.8×10^{-1}
		песчаные	96	1.2×10^{-1}	2.1×10^{-3}	9.8×10^{-1}
		суглинистые	119	7.4×10^{-2}	3.0×10^{-4}	7.3×10^{-1}
		глинистые	67	1.8×10^{-2}	5.0×10^{-4}	7.2×10^{-1}
		органогенные	7	2.3×10^{-2}	4.0×10^{-3}	4.6×10^{-1}
Зернобобовые	Бобы и стручки	все	126	4.0×10^{-2}	1.0×10^{-3}	7.1×10^{-1}
		песчаные	66	8.7×10^{-2}	3.5×10^{-3}	7.1×10^{-1}
		суглинистые	42	2.0×10^{-2}	1.0×10^{-3}	4.2×10^{-1}
		глинистые	18	1.3×10^{-2}	2.0×10^{-3}	8.1×10^{-2}
Корнеплоды	Корнеплоды	все	81	4.2×10^{-2}	1.0×10^{-3}	8.8×10^{-1}
		песчаные	37	6.2×10^{-2}	8.0×10^{-3}	4.0×10^{-1}
		суглинистые	21	3.0×10^{-2}	1.0×10^{-3}	1.6×10^{-1}
		глинистые	17	2.4×10^{-2}	5.0×10^{-3}	6.0×10^{-2}
		органогенные	5	5.9×10^{-2}	1.6×10^{-2}	8.8×10^{-1}
	Листья	все	12	3.5×10^{-2}	6.0×10^{-3}	4.5×10^{-1}
		песчаные	3	1.1×10^{-1}	5.1×10^{-2}	4.5×10^{-1}
		суглинистые	2	2.6×10^{-2}	9.0×10^{-3}	4.3×10^{-2}
		глинистые	7	2.6×10^{-2}	6.0×10^{-3}	4.7×10^{-2}
Клубневые	Клубни	все	138	5.6×10^{-2}	4.0×10^{-3}	6.0×10^{-1}
		песчаные	69	9.3×10^{-2}	4.0×10^{-3}	6.0×10^{-1}
		суглинистые	40	3.5×10^{-2}	4.8×10^{-3}	1.4×10^{-1}
		глинистые	21	2.5×10^{-2}	5.0×10^{-3}	9.0×10^{-2}
		органогенные	7	5.8×10^{-2}	1.6×10^{-2}	5.4×10^{-1}
Многолетние пастбищные травы	Побеги (стебли и листья)	все	401	2.5×10^{-1}	1.0×10^{-2}	5.0
		песчаные	169	2.9×10^{-1}	1.0×10^{-2}	4.8
		суглинистые	124	1.9×10^{-1}	1.0×10^{-2}	2.6
		глинистые	75	1.8×10^{-1}	1.0×10^{-2}	1.2
		органогенные	31	7.6×10^{-1}	3.0×10^{-1}	5.0

средой и “архитектуры” корневой биомассы или мощности корнеобитаемого слоя почв [42]. В частности, согласно экспериментальным наблюдениям в районе чернобыльских выпадений на территории Литвы, интенсивность накопления ^{137}Cs убывала в ряду папоротники—сосудистые растения—мхи, что авторы исследования связывали с морфо-физиологическими особенностями их корневых систем и “теснотой взаимодействия” с почвой [62]. Правда, необходимо оговориться, что натурные исследования в Уральском регионе, напротив, показали преимущественное накопление ^{137}Cs в наземной фитомассе мхов и лишайников по сравнению с сосудистыми растениями напочвенного покрова [63], что позволяет предположить важность учета других факторов, включая возможность внекорневого поступления радионуклида в растения. Однако, в целом, чем выше удельная плотность корней в почве, а также их объем и общая поглотительная поверхность, тем, как правило, больше накапливается радиоцезия в различных видах сельскохозяйственных культур и луговых трав [60, 64, 65]. Для культур, образующих плотную дернину, в условиях модельного опыта отмечалась существенная (на ~ 70%) активизация транспорта ^{137}Cs [32]. Однако в то же время переход ^{137}Cs в растения не находится в прямой зависимости от мощности ризосферного пространства: растения с поверхностной корневой системой поглощают относительно больше ^{137}Cs из слоев почвы с повышенной плотностью радиоактивного загрязнения, а в случае глубоко проникающей в почву корневой системы и приуроченности зоны активного поглощения (зоны растяжения и корневых волосков) к более чистым заглобленным слоям почвы может наблюдаться результирующее снижение концентрации радионуклида в корнях [42, 66].

7. В соответствии с величинами K_n , установленными для наземных органов, в качестве растений-гипераккумуляторов ^{137}Cs в ряде случаев предлагают амарант (*Amaranthus retroflexus*, *A. viridis*) и подсолнечник (*Helianthus annuus*) [67, 68]. Относительно высокие величины K_n также зафиксированы для томатов (семейство Пасленовые), мангольдов (семейство Амарантовые), огурцов (семейство Тыквенные) [69], а также растений из семейств Амарантовые (*Amaranthaceae*), Маревые (*Chenopodiaceae*), Капустные (*Brassicaceae*) [40] и Астровые (*Asteraceae*) [70]. При этом ряд исследователей полагает, что параметры корневого потребления ^{137}Cs являются видоспецифичными [30], другие считают, что интенсивность перехода ^{137}Cs в растения может определяться их принадлежностью к определенному семейству [33, 71, 72]. При моделировании же процессов миграции радионуклидов в системе “почва—сельскохозяйственное растение” используются укрупненные группы культур: зерновые (злаки), зернобобовые, многолетние травы, зеленые овощи, бобовые, клубневые,

корнеплоды, фрукты [3, 4]. В настоящее время зерновые культуры признаны референтной группой растений, которая характеризуется относительно низкой интенсивностью перехода ^{137}Cs в урожай, а для ориентировочной оценки возможных параметров перехода радиоцезия в растения других групп предлагается использовать повышающие коэффициенты пересчета (“conversion factors”): 1 — для луковичных, 3 — для корнеплодов, 4 — для зернобобовых и клубневых культур, 4, 5 — для многолетних трав, 5 — для бобовых и фруктов, 9 — для листовых овощей [73].

8. Физиологически процесс поглощения ^{137}Cs растениями представляет собой проникновение радионуклида через мембраны в клетки корня путем пассивного и активного транспорта и дальнейшего распространения радионуклида, в основном благодаря симпластному переносу, до сосудов ксилемы с последующей транслокацией в наземную часть [58]. Поскольку активный мембранный транспорт ^{137}Cs в клетки корня, а также процесс транслокации в наземную часть осуществляются при помощи транспортных белков, количество и активность которых зависит от генотипа, то отдельные виды и семейства растений, растущие в идентичных условиях загрязнения, существенно различаются по параметрам возможной аккумуляции радиоцезия [71]. Так, на основе анализа величин удельной активности ^{137}Cs в 30 видах растений было показано, что при прочих равных условиях псевдозерновая культура киноа (*Chenopodium quinoa*) из семейства Амарантовые (*Amaranthaceae*), и тонконог монгольский (*Koeleria macrantha*) из семейства Злаки (*Gramineae*) отличались 20-кратной разницей величин K_n и 100-кратной разницей общих запасов ^{137}Cs в биомассе [30]. Установлено также варьирование межсортовых параметров корневого поглощения ^{137}Cs для сельскохозяйственных культур, достигающее 6-кратной разницы между минимальным и максимальным значениями величин удельной активности радионуклида в биомассе растений [74]. В то же время, при большом объеме аналитической выборки по величинам удельной активности ^{137}Cs в вегетирующей части растений различных семейств и классов, произрастающих в условиях альпийского лугового биогеоценоза, статистически достоверных различий между систематическими группами растений выявить не удалось [75].

9. Принято считать, что поступление ^{137}Cs в клетки корня осуществляется по тем же мембранным каналам, через которые растения потребляют из почвенного раствора калий. В этой связи ^{137}Cs нередко считают биохимическим аналогом калия и используют это сходство в целях предсказания поведения радионуклида в системе “почва—растение” [28, 50, 76]. Например, в исследованиях С.В. Мамихина и др. [77, 78], а также

А.А. Касацкого [79] обнаружено сходство в распределении ^{137}Cs и стабильного ^{39}K по надземным органам сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris*) и березы повислой (*Betula pendula*), произрастающих в ореолах радиоактивного загрязнения почв на территориях Брянской и Тульской областей. Однако пристальное внимание биохимиков и физиологов растений к данным процессам, проявляемое в последнее время, выявило более сложную и противоречивую картину сравнительного поведения элементов. Так, установлено, что в условиях достаточной обеспеченности почв доступными для растений формами калия преобладает пассивный мембранный транспорт ^{137}Cs по неспецифическим потенциалозависимым каналам (30–90% общего потока радионуклида в клетку), а в условиях дефицита калия в почве возрастает роль активного симпортного транспорта $^{137}\text{Cs}^+/\text{H}^+$, регулируемого теми же генами-кодировщиками белков, которые специализированы для симпорта K^+/H^+ , активность и количество которых, в свою очередь, определяется генотипом растений [36, 40, 41, 71, 80]. Предполагается, что межвидовые и межсортовые различия растений в корневом потреблении ^{137}Cs могут быть связаны с соотношением в них специфических и неспецифических каналов ионного транспорта одновалентных катионов [74, 75]. Помимо этого известно, что повышенные концентрации ^{137}Cs во внешней среде могут ингибировать деятельность высокоспецифических калиевых каналов клеточной мембраны [71, 81]. Таким образом, биохимическое поведение ^{137}Cs и калия в процессах их корневого потребления растениями схоже, но не является идентичным, а находится в сложной и, в ряде случаев, конкурентной взаимозависимости [3, 30, 36, 40, 47, 59, 71, 82–84]. Показано, что в случае чрезвычайно низких запасов в почве подвижного калия величина K_n ^{137}Cs может повышаться на несколько порядков [27, 31]. С другой стороны, при высоком содержании в питательной среде доступного для растений калия параметры корневого потребления ^{137}Cs существенно снижаются, что служит теоретической основой для внесения калийных удобрений в качестве контрмеры по снижению опасности ведения сельского хозяйства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению [12, 52, 85–90].

10. Применение на радиоактивно загрязненных землях азотных удобрений, содержащих ион NH_4^+ , напротив, может стимулировать процесс перехода ^{137}Cs в растения [89, 91]. Так, добавление в почву нитрата аммония в дозе 100 кг/га привело к 3–5-кратному увеличению значений K_n ^{137}Cs для ржи посевной (*Secale cereale*) и капусты огородной (*Brassica oleracea*) [92]. В то же время в модельных опытах М. Белли с соавт. [93] было показано, что при стимуляции роста растений в присутствии доступного минерального азота запасы ^{137}Cs возрастают только в корнях растений, в то время как его

количество в общей биомассе снижается, предположительно, вследствие эффекта разбавления. Относительно влияния аммонийного азота на переход ^{137}Cs в растения есть и обратное мнение – то, что его присутствие во внешней среде при дефиците подвижного калия подавляет процессы симпорта Cs^+/H^+ и, следовательно, способствует снижению корневого поглощения радионуклида [71].

11. Лабораторные эксперименты показали, что корневое потребление ^{137}Cs из почв, содержащих аборигенную микробиоту, идет более активно, чем из стерилизованных почв, что указывает на возможную стимулирующую роль почвенных микроорганизмов в поглощении радионуклида растениями [3]. Важную роль в регуляции биологической доступности ^{137}Cs растениям играет корневая микориза, которая, с одной стороны, увеличивает площадь всасывающей поверхности корней, а с другой, может служить биологическим барьером, который препятствует проникновению радионуклида в растение [39, 94] (цит. по [95]). Помимо этого, есть предположение, что высшие растения имеют большую потребность в калии, чем микроскопические грибы, поэтому даже незначительная разница между симбионтами в относительной селективности поглощения $^{137}\text{Cs}/\text{K}$ может иметь существенные последствия для количественных параметров перехода ^{137}Cs в растительную и микробную биомассу [96, 97]. В условиях одного из вегетационных опытов с использованием гороха, сои и ячменя, инокулированных арбускулярной микоризой, в корни растений перешло соответственно 8, 13 и 17% внесенного в почву ^{137}Cs , в то время как в контроле (растения без микоризы) параметры корневого поглощения не превышали 3–6% от внесенного в почву радионуклида [64]. При проведении другого модельного эксперимента с количественным учетом раздельного потребления ^{137}Cs корнями моркови (*Daucus carota L.*) и гифами находящегося в симбиозе микроскопического гриба *Glomus* было выявлено, что арбускулярная микориза не является непосредственным накопителем радионуклида, но способствует снижению его проникновения вглубь корня к сосудам ксилемы и дальнейшего переноса в надземную часть, тем самым создавая эффект корневого биологического барьера [98]. В отношении поглощения ^{137}Cs корнями сосны (*Pinus pinaster*), находящейся в симбиозе с *Rhizopogon roseolus*, наблюдалось общее увеличение K_n , но не отмечалось подавления переноса радиоцезия в хвою [99].

12. Для растительности умеренной зоны с прерывистым циклом вегетации показано два сценария изменения величин K_n ^{137}Cs в надземных органах на различных стадиях роста и развития: для многолетних растений – постепенное повышение объемов корневого потребления радионуклида с весны до окончания лета, а затем осеннее

снижение перехода ^{137}Cs в растительность; для однолетних растений — относительно повышенные величины удельной активности ^{137}Cs в биомассе весной и в начале лета, а затем снижение показателя к концу жизненного цикла растения [80]. В то же время для растительности высокогорных лугов Ирландии было отмечено повышение значений K_n ^{137}Cs в зимний сезон [100]. Подобные сезонные тренды изменений K_n ^{137}Cs не совпадают с особенностями внутрисезонного потребления калия растениями, что может свидетельствовать о различных путях ассимиляции калия и радиоцезия.

Таким образом, процесс корневого поглощения ^{137}Cs растениями из почвы зависит от множества различных факторов, что определяет сложность прогнозирования его поступления в растения и требует дальнейших исследований в этом направлении.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{137}Cs МЕЖДУ НАДЗЕМНЫМИ И ПОДЗЕМНЫМИ ОРГАНАМИ РАСТЕНИЙ

Не менее сложным и дискуссионным является вопрос о распределении ^{137}Cs между органами растений, в частности, оценка интенсивности транслокации радионуклида из корней в надземную часть. Это определяется явной недостаточностью фактических сведений по количественным параметрам накопления техногенных радионуклидов в корневой части растений. Например, среди более 250 литературных источников, рассмотренных при подготовке настоящей статьи, лишь около 10% содержат сравнительные сведения о распределении ^{137}Cs между надземными и подземными органами растений.

В этой связи обобщенная МАГАТЭ оценка величин K_n ^{137}Cs для групп сельскохозяйственных культур [5] базировалась на анализах употребляемых в пищу частей растений, которые преимущественно относятся к надземным органам — плодам, листьям, стеблям и побегам. Параметры накопления ^{137}Cs в подземных органах растений достоверно определены только для тех групп культур, в которых они являются съедобными — клубневых растений и корнеплодов. В отношении же корневой части большинства культурных и дикорастущих растений количественная оценка аккумуляции ^{137}Cs в настоящее время проведена только отчасти, к тому же большинство фактических данных получено в далеких от природных условий модельных экспериментах, нередко с использованием гидропоники. Исследования аккумуляции ^{137}Cs подземными органами растений и последующего перераспределения радионуклида между надземной и подземной частями в природных и полуприродных ландшафтах проводились и проводятся гораздо реже. Основными причинами этого, как

нам представляется, можно считать методологическую сложность и большую трудоемкость работ по отбору проб корней и подготовке их к γ -спектрометрическому анализу, которая требует исключительно тщательной отмычки от почвенных частиц значительных по массе навесок подземных органов растений. Подобная проблема затрудняет не только получение информации по накоплению ^{137}Cs и других радионуклидов в корнях растений, но и в целом ограничивает развитие ризологии как научного направления, однако более эффективных методов очистки отобранных подземных органов растений, помимо их прямой отмычки водой, пока не существует [101, 102]. Таким образом, при отсутствии сомнений в ключевой роли корневых систем растений в процессе корневого поглощения ^{137}Cs из почв желаемой определенности по этому вопросу так и не удалось добиться.

Тем не менее, к настоящему времени установлено, что процесс транслокации ^{137}Cs из корней в побеги характеризуется достаточно высокой скоростью. В модельных опытах С. Стаунтон с соавт. [33] с использованием десяти видов растений (пшеница, ячмень, костер, райграсс, тимофеевка, клевер, томаты, капуста, люцерна и салат) при перемещении их из водной среды на загрязненные радиоцезием почвы разного гранулометрического состава равновесное распределение радионуклида между подземной и надземной частями устанавливалось через ~ 2 сут и практически не изменялось в дальнейшем. При этом характерно, что доля ^{137}Cs , поглощенного растениями, изменялась в широких пределах в зависимости от гранулометрического состава почв, однако картина распределения радионуклида между надземной и подземной частями биомассы сохранялась на уровне, близком к постоянному.

Таким образом, есть основания предположить, что коэффициент транслокации K_t (соотношение величин удельной активности или показателей K_n ^{137}Cs в побегах и корнях растений) является важным показателем поведения радионуклида в растении. В частности, существует мнение, что различия между видами растений в величинах K_n для вегетативных надземных органов в основном связаны не с общим количеством поглощаемого корнями ^{137}Cs , а с разной интенсивностью его последующего перехода в надземную часть [33, 86].

Проведенное нами обобщение литературных данных с оценкой значений K_t для растений различных биологических семейств выявило, что для ряда культур характерно преимущественное накопление этого радионуклида в надземных органах ($K_t > 1$), а для других отмечается противоположная ситуация ($K_t < 1$) (табл. 2). При этом широкий диапазон величин K_t отмечался как для растений — представителей различных семейств (от 0.01 до 9.36), так и для растений одного вида (от 0.06

Таблица 2. Соотношение показателей накопления ^{137}Cs в надземной и подземной частях растений (коэффициент транслокации), рассчитанное по литературным материалам

Семейство растений	Культура/ вид растения	Коэффициент транслокации	Условия наблюдений	Источник	Примечания
Амарантовые (<i>Amaranthaceae</i>)	свекла	5.67	натурные наблюдения в фоновом районе	Chibowski, 2000 [108]	
	шпинат	0.99	модельный опыт на сосудах с почвой	Alamgir et al., 2004 [109]	
Астровые (<i>Asteraceae</i>)	подсолнечник	1.90	модельный опыт с гидропоникой	Soudek et al., 2006 [34]	данные графика
	хромолена душистая	0.88	модельный опыт с гидропоникой	Singh et al., 2009 [110]	
	салат	0.63	модельный опыт на сосудах с почвой	Alamgir et al., 2004 [109]	
Бобовые (<i>Fabaceae</i>)	бобы	1.70	микрореальной модельный опыт	Oncsik, 2004 [111]	
	ракетник	1.63	микрореальной модельный опыт	Махонина и др., 1965 [103]	
	люцерна	0.83	модельный опыт на сосудах с почвой	Wisel et al., 2015 [112]	данные графика
	фасоль	0.63	натурные наблюдения вблизи Семипалатинского ядерного полигона	Кожуханов и др., 2011 [113]	
	клевер	0.17	модельный опыт на сосудах с почвой	Staunton et al., 2003 [33]	данные графика
	горох	0.15	модельный опыт с гидропоникой	Гулякин, Юдинцева, 1968 [105]	
Вересковые (<i>Ericaceae</i>)	черника	1.47	натурные наблюдения в районе чернобыльских выпадений	Seymour et al., 1999 [114]	
	брусника	0.09	микрореальной модельный опыт	Махонина и др., 1965 [103]	
Вьюнковые (<i>Convolvulaceae</i>)	батат	1.11	натурные наблюдения в фоновом районе	Wang et al., 2000 [115]	
Гераниевые (<i>Geraniaceae</i>)	герань луговая	0.23	микрореальной модельный опыт	Махонина и др., 1965 [103]	
Дербянковые (<i>Blechnaceae</i>)	папоротник	0.39	натурные наблюдения в районе чернобыльских выпадений	Seymour et al., 1999 [114]	
Злаки (<i>Gramineae</i>)	просо	6.55	модельный опыт на сосудах с питательным грунтом	Entry and Watrud, 1998 [84]	
	рис	0.47	натурные наблюдения вблизи АЭС	Karunakara et al., 2013 [57]	

Таблица 2 (продолжение)

Семейство растений	Культура/ вид растения	Коэффициент транслокации	Условия наблюдений	Источник	Примечания
Злаки (<i>Gramineae</i>)	пшеница	0.42	натурные наблюдения вблизи Семипалатинского ядерного полигона	Кожуханов и др., 2011 [113]	
	пшеница	0.36	гидропоника	Гулякин, Юдинцева, 1968 [105]	
	луговые злаки	0.36	микрополевой модельный опыт	Махонина и др., 1965 [103]	
	пшеница	0.23	микрополевой модельный опыт	Abu-Khadra et al., 2008 [35]	песчаные почвы
	пшеница	0.22	то же	Abu-Khadra et al., 2008 [35]	суглинистые почвы
	ячмень	0.16	натурные наблюдения вблизи Семипалатинского ядерного полигона	Кожуханов и др., 2011 [113]	
	пшеница	0.15	микрополевой модельный опыт	Abu-Khadra et al., 2008 [35]	глинистые почвы
	пшеница	0.10	гидропоника	Shaw et al., 1992 [27]	
	пшеница	0.06	натурные наблюдения в районе локальных чернобыльских выпадений	Paramonova et al., 2015 [60]	
	кукуруза	0.05	то же	Paramonova et al., 2015 [60]	
	костер мягкий	0.05	модельный опыт на сосудах с почвой	Staunton et al., 2003 [33]	данные графика
	ячмень	0.04	натурные наблюдения в районе локальных чернобыльских выпадений	Paramonova et al., 2015 [60]	
	сорго	0.01	натурные наблюдения вблизи АЭС	Jegadeeswari et al., 2005 [116]	
Зонтичные (<i>Umbelliferae</i>)	петрушка	3.17	натурные наблюдения вблизи АЭС	Juznic et al., 1988 [117]	
	петрушка	2.14	натурные наблюдения вблизи Семипалатинского ядерного полигона	Кожуханов и др., 2011 [113]	
	морковь	1.08	то же	Кожуханов и др., 2011 [113]	
	сныть	0.14	микрополевой модельный опыт	Махонина и др., 1965 [103]	

Таблица 2 (продолжение)

Семейство растений	Культура/ вид растения	Коэффициент транслокации	Условия наблюдений	Источник	Примечания
Ивовые (<i>Salicaceae</i>)	ива корзиночная	0.90	микрореальной модельный опыт	Fircks et al., 2002 [118]	
	осина	0.52	микрореальной модельный опыт	Махонина и др., 1965 [103]	
Капустные (<i>Brassicaceae</i>)	кресс-салат	4.29	модельный опыт на сосудах с питательным грунтом	Bystrzewska-Piotrowska and Urban, 2003 [119]	
	капуста	2.61	натурные наблюдения вблизи Семипалатинского ядерного полигона	Кожуханов и др., 2011 [113]	
	рапс	2.75	натурные наблюдения в районе локальных чернобыльских выпадений	Paramonova et al., 2015 [60]	
	морковь	1.87	модельный опыт на сосудах с почвой	Alamgir et al., 2004 [109]	
	редис	1.38	то же	Alamgir et al., 2004 [109]	
	редис	0.57	модельный опыт на сосудах с почвой	Wang et al., 2012 [128]	
	горчица	0.38	модельный опыт с гидропоникой	Yasutaka et al., 2014 [120]	данные графика
	рапс	0.36	модельный опыт на сосудах с почвой	Staunton et al., 2003 [33]	данные графика
	кресс-салат	0.29	модельный опыт с гидропоникой	Marèiulionienė et al., 2005 [121]	данные графика
	турнепс	0.27	модельный опыт на сосудах с почвой	Aung et al., 2015 [65]	данные графика
	дайкон	0.25	то же	Aung et al., 2015 [65]	данные графика
	китайская капуста	0.13	то же	Aung et al., 2015 [65]	данные графика
	горчица	0.09	то же	Aung et al., 2015 [65]	данные графика
Кутровые (<i>Araceae</i>)	катарантус розовый	1.36	модельный опыт с гидропоникой	Fulekar et al., 2010 [122]	данные графика
Луковые (<i>Alliaceae</i>)	лук репчатый	0.77	натурные наблюдения вблизи Семипалатинского ядерного полигона	Кожуханов и др., 2011 [113]	
Маковые (<i>Papaveraceae</i>)	чистотел	0.27	натурные наблюдения в фоновом районе	Dikiy et al., 2014 [123]	
Мареновые (<i>Rubiaceae</i>)	подмаренник	0.21	микрореальной модельный опыт	Махонина и др., 1965 [103]	

Таблица 2 (окончание)

Семейство растений	Культура/ вид растения	Коэффициент транслокации	Условия наблюдений	Источник	Примечания
Паслёновые (<i>Solanaceae</i>)	томаты	2.86	модельный опыт на сосудах с почвой	Brambilla et al., 2003 [124]	данные графика, ^{134}Cs
	баклажан	2.61	натурные наблюдения вблизи Семипалатинского ядерного полигона	Кожуханов и др., 2011 [113]	
	томаты	2.10	модельный опыт с гидропоникой	Yasutaka et al., 2014 [120]	данные графика
	картофель	2.04	натурные наблюдения в районе локальных фуксимских выпадений	Oshita, 2013 [125]	
	томаты	2.00	микрополевой модельный опыт	Sabbarese et al., 2002 [126]	
	перец	1.60	натурные наблюдения вблизи Семипалатинского ядерного полигона	Кожуханов и др., 2011 [113]	
	перец	1.10	микрополевой модельный опыт	Oncsik, 2003 [127]	
	томат	0.14	натурные наблюдения вблизи Семипалатинского ядерного полигона	Кожуханов и др., 2011 [113]	
	томаты	0.12	модельный опыт на сосудах с почвой	Staunton et al., 2003 [33]	данные графика
	табак	0.10	модельный опыт с гидропоникой	Guldanova et al., 2010 [36]	данные графика
Подорожниковые (<i>Plantaginaceae</i>)	вероника	0.22	микрополевой модельный опыт	Махонина и др., 1965 [103]	
Розовые (<i>Rosaceae</i>)	кровохлебка	9.36	то же	Махонина и др., 1965 [103]	
Сосновые (<i>Pinaceae</i>)	лиственница	2.96	то же	Махонина и др., 1965 [103]	
	сосна	0.56	то же	Махонина и др., 1965 [103]	
Тыквенные (<i>Cucurbitaceae</i>)	дыня	2.11	натурные наблюдения вблизи Семипалатинского ядерного полигона	Кожуханов и др., 2011 [113]	
	арбуз	1.68	то же	Кожуханов и др., 2011 [113]	

до 0.42 для наиболее часто опробованной культуры – пшеницы). Внутри семейств растений размах значений K_T достигал двух порядков, например, по данным разных авторов, для семейств Капустные (*Brassicaceae*) и Пасленовые (*Solanaceae*).

Следует отметить, что существенное влияние на соотношение ^{137}Cs в надземных и подземных органах могут оказывать условия произрастания растений, особенно если они создаются искусственно. Так, в опытах с выращиванием на гидропонике растений из семейств Злаков (*Gramineae*), Астровых (*Asteraceae*) и Гвоздичных (*Caryophyllaceae*) [91] с добавлением в питательную среду ионов NO_3^- или NH_4^+ разница соотношения $^{137}\text{Cs}_{\text{надз}}/^{137}\text{Cs}_{\text{подз}}$ достигала 10 для одного и того же вида. Кроме того, транслокация радионуклида из корней в надземную часть, по данным Я. Гулдановой с соавт. (2010) [36], может заметно возрасти при экстремальном повышении концентрации ^{137}Cs в водной среде или при повышении концентрации основных питательных элементов в растворе. В то же время, по сведениям С. Стаунтон с соавт. (2003) [33], внесение в почву доступного калия может влиять на общее корневое потребление ^{137}Cs растениями, но не отражаться на характере распределения радионуклида между побегами и корнями. Все же наиболее вероятно, что характер наблюдений – натурное обследование или модельный опыт, выращивание в условиях гидропонки, на искусственном грунте или на ненарушенной природной почве – имеют значение и вносят вариативность в определение различными исследователями параметров корневого поглощения и дальнейшей транслокации ^{137}Cs в растениях.

Тем не менее, статистическая обработка массива имеющихся данных позволила выявить определенные тенденции в характере распределения ^{137}Cs между надземными и подземными органами растений, принадлежащих к отдельным семействам (рис. 1). Так, злаковые растения накапливают радионуклид преимущественно в корнях, в то время как его переход в надземные органы заметно затруднен ($K_T < 0.19 \pm 0.08$). Растения семейства зонтичные (*Umbelliferae*), напротив, характеризуются активной транслокацией ^{137}Cs из корней в побеги ($K_T > 2.13 \pm 1.18$).

В целом, ранжированный в порядке возрастания средних арифметических значений K_T ряд семейств растений имеет вид: Злаки (*Gramineae*) < Бобовые (*Fabaceae*), Капустные (*Brassicaceae*), Астровые (*Asteraceae*) < Пасленовые (*Solanaceae*) < Зонтичные (*Umbelliferae*). Отметим, что при этом в анализ включались данные по семействам растений в том случае, если объем выборки по отдельным видам составлял не менее трех. Незначительное количество данных было отбраковано на основе статистических критериев, в частности, из вариационно-статистического анализа были исключены сведения

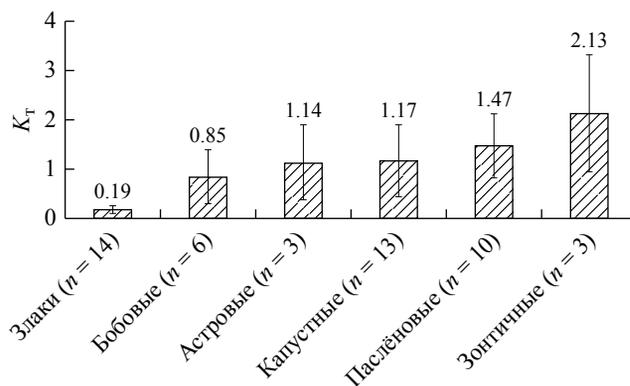


Рис. 1. Средние значения коэффициентов транслокации K_T для растений различных семейств (приведены 95%-ные доверительные интервалы).

Дж.А. Энтри и Л.С. Уотруд (1998) [85] о значениях K_T для проса – представителя семейства Злаки (*Gramineae*) и сведения Г.И. Махиной с соавт. (1965) [103] по сныти – представителю семейства Зонтичные (*Umbelliferae*). В целом, коэффициенты вариации значений K_T были значительны и составляли 49–59% для Зонтичных (*Umbelliferae*) и Астровых (*Asteraceae*), 70–80% для Злаков, Бобовых и Пасленовых (*Gramineae*, *Fabaceae*, *Solanaceae*), 110% для Капустных (*Brassicaceae*), что определяет отсутствие достоверных различий в величинах K_T для отдельных семейств растений и позволяет говорить о вышеназванных биологических особенностях распределения радионуклида по надземной и подземной фракциям фитомассы растений лишь на уровне трендов.

Анализируя причины наметившихся различий в интенсивности транслокации ^{137}Cs из корней в побеги между представителями различных семейств растений, прежде всего можно обратиться к их морфологическим особенностям, а именно к строению корневой системы. Так, для растений класса двудольных, к которым относится большинство рассматриваемых нами семейств, в основном характерна стержневая корневая система с выраженным главным корнем и относительно меньшей удельной поверхностью корней. Злаки же, как представители класса однодольных, характеризуются мочковатой корневой системой с высокой удельной поверхностью корней. С учетом этих различий определенную роль в аккумуляции радионуклидов корневыми системами может играть наружное поверхностное загрязнение корней. Так, в опытах с использованием метода изолированного питания из содержащих и не содержащих ^{137}Cs растворов было обнаружено перемещение радионуклида по поверхности корней, которое получило название “пленочного эффекта” [104]. В почве, при периодическом снижении ее влажности, эта пленка может высыхать, а радионуклиды – поверхностно сорбироваться на эпидермисе корней. Косвенным подтверждением этого предположения служат данные, полученные в свое время И.В. Гулякиным

и Е.В. Юдинцевой в опытах с пшеницей (1968) [105], когда при выращивании растения на гидропонике соотношение $^{137}\text{Cs}_{\text{надз}}/^{137}\text{Cs}_{\text{подз}}$ составляло 0.25, а при выращивании в сосудах с почвой снижалось до 0.04. Причем для ^{90}Sr этот же параметр при тех же самых условиях и способах обработки проб наоборот увеличивался с 0.96 до 2.18, что отвергает предположение о загрязнении проб корневой частицами почвы. Т. е. на основании данных опыта можно было предположить, что при выращивании растений на почвах ^{137}Cs в силу своих химических свойств действительно может фиксироваться на наружной поверхности корней, не проникая внутрь ткани.

Однако в дальнейшем модельные опыты на растениях шпината огородного (*Spinacia oleracea*) выявили, что только около 5–25% ^{137}Cs , перенесенного в побег из почвы, оставалось в надземных органах растения, а основная часть радионуклида возвращалась по флоэме обратно в корни [22, 71]. На основании этого можно полагать, что большая часть ^{137}Cs , определяемого в составе подземной части растений, инкорпорирована непосредственно в биомассу корня, а не адсорбируется на его поверхности. В этой связи более значимыми причинами различий в корневом поглощении и транслокации ^{137}Cs растениями разных биологических групп могут являться не их морфологические, а более глубокие филогенетические и физиолого-биохимические особенности. Например, виды растений с меньшей скоростью роста предположительно могут характеризоваться менее активной транслокацией радионуклида из корней в надземные части [30]. Некоторые исследователи полагают, что как интегральные параметры накопления ^{137}Cs в растениях, так и распределение радионуклида по органам растений зависят от содержания в них белков-транспортёров, количество и состав которых является видоспецифичным показателем [33, 71 и др.].

Собственные исследования, проведенные Т.А. Парамоновой с соавт. в агроценозах Плавского радиоактивного пятна Тульской области [106],



Рис. 2. Коэффициенты накопления ^{137}Cs в компонентах злаково-бобовой (кострецово-козлятниковой) травосмеси и фракциях их биомассы (приведены 95%-ные доверительные интервалы, $n = 4$).

показали, что у компонентов злаково-бобовой травосмеси – костреца безостого (*Bromus inermis*) и козлятника восточного (*Galega orientalis*) – отмечается существенная разница в количественных показателях корневого поглощения и в распределении ^{137}Cs между подземной и надземной частями (рис. 2). Кострец, относящийся к классу однодольных растений, характеризовался более высоким накоплением радионуклида в корнях и соответствующим подавлением его транслокации в стебли и листья ($K_T = 0.43$). Козлятник, принадлежащий к классу двудольных растений, отличался в целом более выраженной дискриминацией общего поступления ^{137}Cs из почвы в растения, но при этом наличия дополнительного биологического барьера между корнями и побегами у него не отмечалось, напротив, более активное накопление радиоцезия происходило в зеленых надземных частях ($K_T = 2.75$). Для более широкого набора культур полевого севооборота, выращиваемых в пределах Плавского радиоактивного пятна, теми же авторами было установлено, что с учетом величин удельной активности ^{137}Cs и структуры биомассы растительности агроценозов представители класса однодольных растений из семейства Злаки (*Gramineae*) (пшеница, ячмень, кукуруза, кострец) депонируют $94 \pm 5\%$ запасов ^{137}Cs в подземной фракции биомассы, в то время как у представителей класса двудольных растений из различных семейств (картофель, соя, амарант, рапс, козлятник) $71 \pm 14\%$ запасов ^{137}Cs связано с надземными органами [106]. Отмеченные закономерности согласуются с предположением Н. Вилли с соавт. о значимости базовых надвидовых и надпорядковых филогенетических особенностей растений для процессов корневого поглощения ими $^{134/137}\text{Cs}$ [70]. Исследователи полагают, что в этом процессе большую роль играет принадлежность растения к той или иной группе стратегий развития, выделенных Дж.Ф. Граймом [108]: виды растений со стресс-толерантной стратегией развития (особенно из семейств Гвоздичные, Астровые, Капустные (*Caryophyllaceae*, *Asteraceae*, *Brassicaceae*)) способны накапливать больше ^{137}Cs в своей надземной части, чем виды с конкурентной или универсальной стратегиями развития (например, из семейств Бобовые, Магнолиевые (*Fabaceae*, *Magnoliaceae*) и, в особенности, Злаки (*Gramineae*)).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ литературных данных по проблеме корневого поглощения ^{137}Cs из радиоактивно загрязненных почв и/или других питательных сред и его дальнейшего перераспределения между надземными и подземными органами показал, что оценка параметров перехода радионуклида в растения, проведенная разными авторами в различных натуральных или модельных условиях, является

неоднозначной, а в ряде случаев носит дискуссионный характер. В частности, подвергается сомнению постоянство значений коэффициента накопления K_n даже для фиксированной пары “почва–растение”, имеют место противоречивые мнения о влиянии/отсутствии влияния на переход ^{137}Cs в растения таких характеристик, как почвенные свойства, содержание подвижных форм соединений калия и аммонийного азота, суперпозиция загрязненного слоя почвы и ризосферного пространства, принадлежность растения к определенному сорту, виду и/или семейству и др.

Можно полагать, что важную роль в процессах корневого поглощения ^{137}Cs растениями играют биологические особенности их корневых систем, однако в настоящее время фактических данных по оценке аккумуляции ^{137}Cs в подземной фракции фитомассы явно недостаточно. При этом ряд исследователей считает, что основные различия в параметрах корневого поглощения радионуклида между растениями связаны не с общим объемом потребления, а именно с особенностями распределения ^{137}Cs между их корнями и побегами. Мета-анализ данных разных исследователей по количественному показателю интенсивности переноса ^{137}Cs из подземных органов в надземные показал, что при широком размахе величин коэффициента транслокации K_t у 54 видов растений (от 0.01 до 9.36) намечается тренд к возрастанию средних арифметических значений K_t в ряду семейств: Злаки (*Gramineae*) < Бобовые (*Fabaceae*), Капустные (*Brassicaceae*), Астровые (*Asteraceae*) < Пасленовые (*Solanaceae*) < Зонтичные (*Umbelliferae*). Возможно, проявление филогенетических особенностей в процессах корневого поглощения ими ^{137}Cs может определяться выбором стратегии развития – стресс-толерантной, конкурентной или универсальной, которая зависит от принадлежности растений к определенному систематическому семейству.

В целом, процессы корневого поглощения ^{137}Cs и его дальнейшей транслокации в надземные органы растений зависят от различных морфологических, биохимических, филогенетических и физиологических особенностей. Исследование данной проблемы представляется нам перспективной задачей в области радиоэкологии, физиологии растений и сопряженных дисциплин.

БЛАГОДАРНОСТИ

Работа проведена по теме “Биогеохимия радионуклидов и экотоксикантов в наземных экосистемах” (№ гр. 01200606077) при финансовой поддержке проекта РФФИ № 14-05-00903 “Биогеохимический цикл Cs-137 в травянистых экосистемах черноземной зоны, загрязненных черномыльскими выпадениями”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексахин Р.М.* Десятилетие после Чернобыля: Итоги исследований по радиоэкологии // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. № 4. С. 451–459.
2. *Sanzharova N., Spiridonov S., Kuznetsov V. et al.* The classification of Russian soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants // Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. Vienna: IAEA, 2006. P. 113–137.
3. *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.
4. IAEA, Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, IAEA-TECDOC-1616. Vienna, 2009. 215 p.
5. IAEA, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Tech. Rep. Ser. № 472. Vienna, 2010. 340 p.
6. *Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Шубина О.А. и др.* Пересмотр параметров миграции радионуклидов в агроэкосистемах // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 3. С. 268–276.
7. *Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А.* Агрохимия цезия-137 и его поглощение сельскохозяйственными растениями // Агрохимия. 1977. № 2. С. 129–142.
8. *Израэль Ю.А., Бакуловский С.М., Ветров В.А. и др.* Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. СПб.: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.
9. *Пристер В.С., Омеляненко Н.П., Перепелятникова Л.В.* Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 51–61.
10. *Тихомиров Ф.А., Шеглов А.И., Цветнова О.Б. и др.* Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 41–51.
11. *Алексахин Р.М., Пристер В.С., Санжарова Н.И. и др.* Радиоактивное загрязнение агроэкосистем // Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии / Под ред. И.И. Крышева. М.: ИАЭ им. Курчатова, 1991. С. 136–161.
12. *Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др.* Сельскохозяйственная радиоэкология // Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с.
13. *Бондарь П.Ф., Иванов Ю.А., Озорнов А.Г.* Оценка относительной биологической доступности ^{137}Cs в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению // Агрохимия. 1992. № 2. С. 102–110.
14. *Моисеев И.Т., Агапкина Г.И., Рерих Л.А.* Изучение поведения ^{137}Cs в почвах и его поступление в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов // Агрохимия. 1994. № 2. С. 103–119.
15. *Круглов С.В.* Физико-химические аспекты загрязнения сельскохозяйственных угодий в результате радиационной аварии и миграция радионуклидов в системе почва–растение на примере аварии на ЧАЭС: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск, 1997. 50 с.
16. *Тихомиров Ф.А., Шеглов А.И.* Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на

- ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 1997. Т. 37. № 2. С. 664–672.
17. Фесенко С.В. Аграрные и лесные экосистемы: Радиоэкологические последствия и эффективность защитных мероприятий: Дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск, 1997. 124 с.
 18. Коноплёв А.В., Коноплёва И.В. Параметризация перехода ^{137}Cs из почв в растения на основе ключевых почвенных характеристик // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 4. С. 455–461.
 19. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 1999. 268 с.
 20. Кузнецов В.К., Санжарова Н.И., Калашников К.Г. и др. Накопление ^{137}Cs в продукции растениеводства в зависимости от видовых и сортовых особенностей сельскохозяйственных культур // Сельскохозяйственная биология. 2000. № 1. С. 64–70.
 21. Мамихин С.В. Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. 172 с.
 22. Богдевич И.М., Подоляк А.Г., Арастович Т.В. и др. Зависимость накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в травяных кормах от степени окультуренности дерново-подзолистых почв // Радиационная биология. Радиоэкология. 2005. Т. 45. № 2. С. 241–247.
 23. Ратников А.Н., Жигарева Т.Л., Попова Г.И. Влияние реабилитационных мероприятий на поведение ^{137}Cs в сельскохозяйственных экосистемах южных районов Калужской области // Агротехника. 2009. № 2. С. 4–7.
 24. Санжарова Н.И. Изменение радиационной обстановки в сельском хозяйстве после аварии на Чернобыльской АЭС // Агротехника. 2010. № 2. С. 6–9.
 25. Кузнецов В.К. Научные основы и системы мероприятий по реабилитации радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных территорий в адаптивно-ландшафтном земледелии: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск, 2014. 50 с.
 26. Shaw 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.
 27. Shaw G., Hewamanna R., Lillywhite J. et al. Radiocaesium uptake and translocation in wheat with reference to the transfer factor concept and ion competition effects // J. Environ. Radioact. 1992. V. 16. P. 167–180.
 28. Nisbet A.F., Shaw S. Summary of a five-year lysimeter study on the time dependent transfer of ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am to crops from three contrasting soil types. 2. Distribution between different plant parts // J. Environ. Radioact. 1994. V. 23. P. 171–187.
 29. Buysse J., Van den Brande K., Merckx R. The distribution of radiocaesium and potassium in spinach plants grown at different shoot temperatures // J. Plant Physiol. 1995. V. 146. P. 263–267.
 30. Broadley M.R., Willey N.J. Differences in root uptake of radiocaesium by 30 plant taxa // Environ. Pollut. 1997. V. 97. P. 11–15.
 31. Smolders E., van den Brande K., Merckx R. Concentrations of ^{137}Cs and K in soil solution predict the plant availability of ^{137}Cs in soils // Environ. Sci. Technol. 1997. V. 31. P. 3432–3438.
 32. Delvaux B., Kruyts N., Cremers A. Rhizospheric mobilization of radiocaesium in soils // Environ. Sci. Technol. 2000. V. 34. P. 1489–1493.
 33. Staunton S., Hinsinger P., Guivarch A. et al. Root uptake and translocation of radiocaesium from agricultural soils by various plant species // Plant Soil. 2003. V. 254. P. 443–455.
 34. Soudek P., Valenova S., Vavrikova Z. et al. ^{137}Cs and ^{90}Sr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions // J. Environ. Radioact. 2006. V. 88. P. 236–250.
 35. 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 Radiation Physics & Protection Conference, 15–19 November 2008, Nasr City – Cairo, Egypt. 2008. № 9. P. 185–186.
 36. Guldanova J., Hornik M., Mareshova J. et al. Bioaccumulation and distribution of ^{137}Cs in tobacco cultivated under hydroponic conditions // Nova Biotechnologica. 2010. V. 10. № 2. P. 95–106.
 37. Introduction to Phytoremediation. EPA/600/R-99/107. U.S. Environ. Protect. Agency. Cincinnati, Ohio, 2000. 70 p.
 38. Robertson D.E., Cataldo D.A., Napier B.A. et al. Literature Review and Assessment of Plant and Animal Transfer Factors Used in Performance Assessment Modeling. Washington: Pacific Northwest National Laboratory Richland, 2003. 182 p.
 39. Nimis P.L. Radiocaesium in plants of forest ecosystems // Studia Geobotanica. 1996. V. 15. P. 3–49.
 40. 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.
 41. 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.
 42. Greger M. Uptake of nuclides by plants. Department of Botany, Stockholm University, Sweden. 2004. (I-recourse <http://www.skb.se/upload/publications/pdf/TR-04-14.pdf>).
 43. IUR. Internal Union of Radioecologists. VIth report of the working group on soil-to-plant transfer factors, 24–25 May 1989, Grimselpass, Switzerland. 65 p.
 44. Yasuda H., Uchida S. Apparent non-linear relationship of radionuclide concentrations between crop and soil // Environmental impact of radioactive releases / Proc. Int. Symp. on Environ. Impact of Radioactive releases / Ed. IAEA, VIC Library Cataloguing in Publication Data ISBN92-0-104495-X. Vienna, 1995. P. 259–267.
 45. Nisbet A.F., Woodman R.F.M. Soil-to-plant transfer factors for radiocaesium and radiostrotrium in agricultural systems // Health Phys. 2000. V. 78. P. 279–288.
 46. Centofanti T., Penfield R., Albrecht A. et al. Is the transfer factor a relevant tool to assess the soil-to-plant transfer of radionuclides under field conditions? // J. Environ. Qual. 2005. V. 34. P. 1972–1979.
 47. Ciuffo L.E.C., Belli M. Radioactive trace in semi natural grassland. Effect of ^{40}K in soil and potential remediation // Electron. J. Biotechnol. 2006. V. 9. № 3. Special Issue.

- (I-recourse <http://www.ejbiotechnology.info/content/vol9/issue3/full/5/>).
48. *Thiry Y., Gommers A., Iserentant A. et al.* Rhizospheric mobilization and plant uptake of radiocesium from weathered micas // *J. Environ. Quality*. 2005. V. 34. № 6. P. 2174–2180.
 49. *Ogasawara Sh., Nakao A., Yanai J.* Radiocesium interception potential (RIP) of smectite and kaolin reference minerals containing illite (micaceous mineral) as impurity // *Soil Sci. Plant Nutr.* 2013. V. 59. P. 852–857.
 50. *Kamei-Ishikawa N., Tagami K., Uchida S.* Estimation of ¹³⁷Cs Plant root uptake using naturally existing ¹³³Cs // *J. Nucl. Sci. Technol.* 2008. Sup. 6. p. 146–151.
 51. *Tsukada H., Nakamura Y.* Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from soil to potato in agricultural fields // *Sci. Total Environ.* 1999. V. 228. № 2–3. P. 111–20.
 52. *Tsukada H., Hasegawa H., Hisamatsu Sh. et al.* Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan // *J. Environ. Radioact.* 2002. V. 59. P. 351–363.
 53. *Bergeijk van K.E., Noordijk H., Lembrechts J. et al.* Influence of pH, soil type and soil organic matter on soil-to-plant transfer of radiocesium and radiostrontium analyzed by a nonparametric method // *J. Environ. Radioact.* 1992. V. 15. P. 265–276.
 54. *Absalom J.P., Young S.D., Crout N.M.J. et al.* Predicting soil to plant transfer of radiocesium using soil characteristics // *Environ. Sci. Technol.* 1999. V. 33. № 8. P. 1218–1223.
 55. *Grytsyuk N., Arapis G., Davydychuk V.* Root uptake of ¹³⁷Cs by natural and semi-natural grasses as a function of texture and moisture of soils // *J. Environ. Radioact.* 2006. V. 85. P. 48–58.
 56. *Молчанова И.В., Караваева Е.Н.* Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург, 2001. 160 с.
 57. *Karunakara N., Chetan Rao, Ujwal P. et al.* Soil to rice transfer factors for ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb, ⁴⁰K and ¹³⁷Cs: a study on rice grown in India // *J. Environ. Radioact.* 2013. V. 118. P. 80–92.
 58. *Полевой В.В.* Физиология растений. М.: Высш. школа, 1989. 396 с.
 59. *Coughtrey P.J., Carini F., Venter A.* Conclusions and recommendations // *J. Environ. Radioact.* 2001. V. 52. P. 309–314.
 60. *Paramonova T., Machaeva E., Belyaev V.* Modern parameters of caesium-137 root uptake in natural and agricultural grass ecosystems of contaminated post-Chernobyl landscape, Russia // *Eurasian J. Soil Sci.* 2015. V. 4. № 1. P. 30–37.
 61. *Bell J.N.B., Minski M.J., Grogan H.A. et al.* Plant uptake of radionuclides // *Soil Use Manag.* 1988. V. 4. P. 76–84.
 62. *Butkus D., Konstantinova M.* Studies of ¹³⁷Cs transfer in soil-fern system // *J. Environ. Engineering.* 2005. V. XIII. № 3. P. 97–102.
 63. *Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Нифонтова М.Г.* Радионуклиды глобальных выпадений в растениях наземных экосистем Уральского региона // *Экология*. 2015. № 1. С. 1–8.
 64. *Goncharova N.V.* Availability of radiocaesium in plant from soil: facts, mechanism and modeling // *Global NEST J.* 2009. V. 11. № 3. P. 260–266.
 65. *Aung H. Ph., Aye Y.S., Mensah A.D.* Relations of fine-root morphology on ¹³⁷Cs uptake by fourteen Brassica species // *J. Environ. Radioact.* 2015. V. 150. P. 203–212.
 66. *Fujiwara T.* Cesium Uptake in Rice: Possible Transporter, Distribution, and Variation // *Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident* // Eds. T.M. Nakanishi and K. Tanoi. Tokyo, Japan, 2013. P. 29–35.
 67. *Fuhrmann M., Lasat M.M., Ebbs S.D. et al.* Uptake of cesium-137 and strontium-90 from contaminated soil by three plant species; application to phytoremediation // *J. Environ. Qual.* 2002. V. 31. P. 904–909.
 68. *Dushenkov S.* Trends in phytoremediation of radionuclides // *Plant Soil.* 2003. V. 249. P. 167–175.
 69. *Gouthu S., Arie T., Ambe S. et al.* Screening of plant species for comparative uptake abilities of radioactive Co, Rb, Sr and Cs from soil // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 1997. V. 222. P. 247–251.
 70. *Willey N., Tang S., Watt N.R.* Predicting inter-taxa differences in plant uptake of cesium-134/137 // *J. Environ. Qual.* 2005. V. 34. № 5. P. 1478–1489.
 71. *Hampton C.R., Broadley M.R., White P.J.* Short review: The mechanisms of radiocaesium uptake by Arabidopsis roots // *Nukleonika*. 2005. V. 50. P. 3–8.
 72. *Shinano T., Watanabe T., Qingnan Ch. et al.* Varietal difference in radiocesium uptake and transfer from radiocesium deposited soils in the genus *Amaranthus* // *Soil Sci. Plant Nutr.* 2014. V. 60. P. 809–817.
 73. *Frissel M.J., Debb D.L., Fathony M. et al.* Generic values for soil-to-plant transfer factors of radiocesium // *J. Environ. Radioact.* 2002. V. 58. P. 113–128.
 74. *Penrose B., Beresford N.A., Broadley M.R. et al.* Inter-variety variation in caesium and strontium uptake by plants: a meta-analysis // *J. Environ. Radioact.* 2015. V. 139. P. 103–117.
 75. *Broadley M.R., White Ph.J.* Some elements are more equal than others: soil-to-plant transfer of radiocaesium and radiostrontium, revisited // *Plant Soil.* 2012. V. 355. P. 23–27.
 76. *Sanches N., Anjos R.M., Mosquera B.* ⁴⁰K/¹³⁷Cs discrimination ratios to the aboveground organs of tropical plants // *J. Environ. Radioact.* 2008. V. 99. P. 1127–1135.
 77. *Мамихин С.В., Манахов Д.В., Щеглов А.И.* Сравнительный анализ распределения ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и их химических аналогов в компонентах наземной части древесных растений в квазиравновесном состоянии // *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2008. Т. 48. № 6. С. 654–659.
 78. *Мамихин С.В., Манахов Д.В., Щеглов А.И.* Распределение ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и их химических аналогов в компонентах наземной части сосны обыкновенной в квазиравновесном состоянии // *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2014. Т. 54. № 1. С. 72–76.
 79. *Касацкий А.А.* Биологический круговорот ¹³⁷Cs и К в лесных фитоценозах южной тайги и лесостепи в отдаленный период после чернобыльских выпадений: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2014. 27 с.
 80. *Salt C.A., Kay J.W., Jarvis K.E.* The influence of season and leaf age on concentrations of radiocaesium (¹³⁷Cs), stable caesium (¹³³Cs) and potassium in *Agrostis capillaris* // *Environ. Pollut.* 2004. V. 130. P. 359–369.
 81. *Qi Z., Hampton C.R., Shin R. et al.* The high affinity K⁺ transporter AtHAK5 plays a physiological role in planta at very low K⁺ concentrations and provides a caesium

- uptake pathway in *Arabidopsis* // J. Exp. Bot. 2008. V. 59. P. 595–607.
82. Bunzl K., Albers B.P., Schimmack W. et al. Examination of a relationship between ¹³⁷Cs concentrations in soils and plants from alpine pastures // J. Environ. Radioact. 2000. V. 48. P. 145–158.
 83. Kanter U., Hauser A., Michalke B. et al. Caesium and strontium accumulation in shoots of *Arabidopsis thaliana*: genetic and physiological aspects // J. Exp. Bot. 2010. V. 61. № 14. P. 3995–4009.
 84. Kondo M., Makino T., Eguchi T. et al. Comparative analysis of the relationship between Cs and K in soil and plant parts toward control of Cs accumulation in rice // Soil Sci. Plant Nutr. 2015. V. 61. P. 144–151.
 85. Entry J.A., Watrud L.S. Potential remediation of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr contaminated soil by accumulation in Alamo Swithgrass // Water Air Pollut. 1998. V. 104. P. 339–352.
 86. Zhu Y.-G., Shaw G., Nisbet A.F. et al. Effect of external potassium supply and plant age on the uptake of radiocaesium (¹³⁷Cs) by broad bean (*Vicia faba*): interpretation of results from a large-scale hydroponic study // Environ. Exper. Bot. 2002. V. 47. P. 173–187.
 87. Методические указания по получению экологически чистой сельскохозяйственной продукции на техногенно загрязненной территории. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2005. 93 с.
 88. Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Balonov M.I. et al. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident // Sci. Total Environ. 2007. V. 383. № 1–3. P. 1–24.
 89. Технологические приёмы, обеспечивающие повышение устойчивости агроценозов, восстановление нарушенных земель, оптимизацию ведения земледелия и получение соответствующей нормативам сельскохозяйственной продукции товаропроизводителями различной специализации / Ред. Н.И. Санжарова, А.Н. Ратников, С.И. Спиридонов и др. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2010. 180 с.
 90. Smolders E., Tsukada H. The transfer of radiocaesium from soil to plants: mechanisms, data, and perspectives for potential countermeasures in Japan // Integr. Environ. Assess. Management. 2011. V. 7. № 3. P. 379–381.
 91. Willey N., Tang S. Some effects of nitrogen nutrition on caesium uptake and translocation by species in the *Poaaceae*, *Asteraceae* and *Caryophyllidae* // Environ. Exper. Bot. 2006. V. 58. P. 114–122.
 92. White P.J., Swarup K., Escobar-Gutiérrez A.J. et al. Selecting plants to minimise radiocaesium in the food chain // Plant Soil. 2003. V. 249. P. 177–186.
 93. Belli M., Sansone U., Ardiani R. et al. The effect of fertilizer applications on ¹³⁷Cs uptake by different plant species and vegetation types // J. Environ. Radioact. 1995. V. 27. P. 75–89.
 94. Horril A.D., Clint G. Caesium cycling in heather moorland ecosystem // Toxic Metals in Soil-Plant Systems / Ed. S.M. Ross. Chichester, 1994. 395 p.
 95. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants. 4th ed. United States of America, Taylor and Francis Group. 2011. 505 p.
 96. Olsen R.A., Joner E., Bakken L.R. Soil fungi and the fate of radiocaesium in the soil ecosystem – discussion of possible mechanisms involved in the radiocaesium accumulation in fungi, and the role of fungi as a Cs-sink in the soil // Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments / Eds G. Desmet et al. London; New York: Elsevier, 1990. P. 657–663.
 97. Vinichuk M., Taylor A.F.S., Rosén K. et al. Accumulation of potassium, rubidium and caesium (¹³³Cs and ¹³⁷Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest // Sci. Total Environ. 2010. V. 408. P. 2543–2548.
 98. Boulois de H. D., Delvaux B., Declerck S. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on the root uptake and translocation of radiocaesium // Environ. Pollut. 2005. V. 134. P. 515–524.
 99. Ladeyn I., Plassard C., Staunton S. Mycorrhizal association of maritime pine, *Pinus pinaster*, with *Rhizopogon roseolus* has contrasting effects on the uptake from soil and root-to-shoot transfer of ¹³⁷Cs, ⁸⁵Sr and ^{95m}Tc // J. Environ. Radioact. 2008. V. 99. P. 853–863.
 100. Rafferty B., Dawson D.E., Colgan P.A. Assessment of the role of soil adhesion in the transfer of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K to pasture grass // Sci. Total Environ. 1994. V. 145. P. 135–141.
 101. Байтулин И.О. Строение и работа корневой системы растений. Алма-Ата: Наука, 1987. 312 с.
 102. Таршиш Л.Г. Анатомия подземных органов высших сосудистых растений. Екатеринбург, 2007. 219 с.
 103. Махонина Г.И., Молчанова И.В., Субботина Е.Н. и др. Распределение ⁵⁹Fe, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹³⁷Cs, ¹⁴⁴Ce по компонентам биогеоценоза // Проблемы радиационной биогеоценологии / Тр. Ин-та биологии. Вып. 45. Свердловск: 1965. С. 121–125.
 104. Снакин В.В. Экспериментальное исследование биогенного круговорота и миграции иода и других химических элементов в системе почва, питательный раствор – растение: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1977. 20 с.
 105. Гулякин И.В., Юдинцева Е.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968. 472 с.
 106. Paramonova T., Komissarova O., Turykin L. et al. Caesium-137 soil-to-plant transfer for representative agricultural crops of monocotyledonous and dicotyledonous plants in post-chernobyl steppe landscape // European Geosciences Union General Assembly: Geophysical Research Abstracts. Germany. 2016. V. 18. P. 11–12.
 107. Grime J.P. Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory // Am. Nat. 1977. V. 111. № 982. P. 1169–1194.
 108. Chibowski S. Studies of Radioactive Contaminations and Heavy Metal Contents in Vegetables and Fruit from Lublin, Poland // Pol. J. Environ. Stud. 2000. V. 9. № 4. P. 249–253.
 109. Alamgir Md., Ullah S.M., Mollar A.S. et al. Effect of K on transfer of from soil to vegetable crops in Bangladesh // Dhaka Univ. J. Bioi. Sci. 2004. V. 13. № 2. P. 203–210.
 110. Singh Sh., Thorat V., Kaushik C.P. et al. Potential of *Chromolaena odorata* for phytoremediation of ¹³⁷Cs from solution and low level nuclear waste // J. Hazard. Mater. 2009. V. 162. P. 743–745.
 111. Oncsik M.B. Radioactivity of paprika (capsicum) applying artificial contamination of soil and plant / Proc. XXXII Ann. Meet. of ESNA, Warsaw, Poland, May 2003. P. 15–19.

112. *Wiesel L., Dubchak S., Turnau K. et al.* Caesium inhibits the colonization of *Medicago truncatula* by arbuscular mycorrhizal fungi // *J. Environ. Radioact.* 2015. V. 141. P. 57–61.
113. *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 радиоэкологии Казахстана. Вып. 3. Т. 2. Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2010 год.* Курчатов, 2011. С. 59–85.
114. *Seymour E.M., Mitchell P.I., Leon Vintro L. et al.* A Model for the Transfer and Recycling of Cs-137 within a Deciduous Forest Ecosystem // *Contaminated Forests – Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives* / Eds I. Linkov and W. Schell. NATO Science. Ser. 2. Environmental Security. 1999. V. 58. P. 203–215.
115. *Wang Ch.-J., Wang J.-J., Chiu Ch.-Y. et al.* Transfer factors of ^{90}Sr and ^{137}Cs from soil to the sweet potato collected in Taiwan // *J. Environ. Radioact.* 2000. V. 47. P. 15–27.
116. *Jegadeeswari D., Raja A.R., Krishnasamy R.* Plant uptake of radiocesium (^{137}Cs) in sorghum (*Sorghum bicolor* L.). ICOBTE, 8th Int. Conf. Adelaide, Book Abstr. 2005. P. 460–461.
117. *Juznic K., Korun M., Miklavzic U.* Radioactivities of ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{90}Sr in the environment of the “KRSKO” power plant / Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments / Eds G. Desmet, P. Nassimbeni and M. Belli. Barking, UK, 1990. P. 598–602.
118. *Fircks von 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.
119. *Bystrzewska-Piotrowska G., Urban P.L.* Accumulation of cesium in leaves of *Lepidium sativum* and its influence on photosynthesis and transpiration // *Acta Biol. Crakoviensia. Ser. Botanica.* 2003. V. 45. № 2. P. 131–137.
120. *Yasutaka T., Miyoshi H., Kaoru I.* Transfer of radiocesium from hydroponic medium to potherb mustard and tomato plants // *Soil Sci. Plant Nutr.* 2014. V. 60. P. 818–823.
121. *Marèulionienė D., Kiponas D., Lukdijenė B.* Peculiarities of ^{137}Cs activity distribution in the aquatic solution – solid phase – plant system // *Ekologija.* 2005. № 4. P. 20–27.
122. *Fulekar M.H., Singh A., Thorat V. et al.* Phytoremediation of ^{137}Cs from low level nuclear waste using *Catharanthus roseus* // *Ind. J. Pure Appl. Physics.* 2010. V. 48. P. 516–519.
123. *Dikiy N.P., Lyashko Yu.V., Katalovska D.S. et al.* Anthropogenic radionuclide and trace elements of soil and celandine in Kharkiv city // *Problems of atomic science and technology.* T. 93. Ser.: Nuclear Physics Investigations (63). 2014. № 5. P. 54–58.
124. *Brambilla M., Fortunati P., Carini F.* Foliar and root uptake of ^{134}Cs , ^{85}Sr and ^{65}Zn in processing tomato plants (*Lycopersicon esculentum* Mill.) // *J. Environ. Radioact.* 2002. V. 60. P. 351–363.
125. *Oshita S.* Radioactive Nuclides in Vegetables and Soil Resulting from Low-Level Radioactive Fallout After the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident: Case Studies in Tokyo and Fukushima // *Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident* / Eds T.M. Nakanishi and K. Tanoi. Tokyo, Japan, 2013. P. 61–72.
126. *Sabbarese C., Stellato L., Cotrufo M.F. et al.* Transfer of ^{137}Cs and ^{60}Co from irrigation water to a soil-tomato plant system // *J. Environ. Radioact.* 2002. V. 61. P. 21–31.
127. *Oncsik B.M.* Experiments on the caesium and strontium translocation in green beans / XXXVI. ESNA Annual Meeting. Novi Sad., Szerbia és Montenegro. 2004. P. 87–91.
128. *Wang D., Wen F., Xu Ch. et al.* The uptake of Cs and Sr from soil to radish (*Raphanus sativus* L.) – potential for phytoextraction and remediation of contaminated soils // *J. Environ. Radioact.* 2012. V. 110. P. 78–83.

Root Uptake of ^{137}Cs and its Distribution between Above- and Underground Biomass of Plants: Analysis of the Literature

T. A. Paramonova*, S. V. Mamikhin

Soil Science Faculty of Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia

*E-mail: tapara@mail.ru

Modern literature and original data on the ^{137}Cs root uptake by plants and the process of the radionuclide accumulation in above- and belowground fractions of plant biomass are summarized and analyzed. According to various investigators, the distribution of specific activities and transfer factors values of ^{137}Cs in plant biomass is uneven: the ratio of ^{137}Cs in shoots and roots calculated for 54 plant species varies from 0.01 to 9.36. The hypotheses of several authors on this phenomenon are discussed and personal possible explanation is proposed.