

УДК 539.163:58.009:631.4

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИССЛЕДОВАНИЙ ПОВЕДЕНИЯ ^{90}Sr В СИСТЕМЕ ПОЧВА—СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАСТЕНИЯ (ОБЗОР)

© 2019 г. Н. И. Санжарова¹, И. В. Гешель^{1,*}, Д. В. Крыленкин¹, Е. В. Гордиенко¹

¹ Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

*E-mail: igeshel@yandex.ru

Поступила в редакцию 20.09.2018 г.

Необходимость изучения механизмов поведения ^{90}Sr в экосистемах обусловлена радиоактивным загрязнением окружающей среды в результате глобальных выпадений при испытаниях ядерного оружия, а также инцидентов и аварий на радиационно-опасных объектах. Описаны основные закономерности поведения радионуклида в почвах и системе почва—сельскохозяйственные растения. Оценена роль различных факторов, влияющих на миграцию радионуклида в экосистемах. Представлены основные показатели, необходимые для параметризации миграционных математических моделей, используемых для прогнозирования поступления радионуклида в растения.

Ключевые слова: аграрные экосистемы, сельскохозяйственные растения, миграция, радионуклид, сорбция, фиксация, накопление

DOI: 10.1134/S0869803119060109

Испытания ядерного оружия, радиационные аварии и инциденты привели к глобальному и локальному загрязнению сельскохозяйственных земель, что определило необходимость разработки систем защитных и реабилитационных мероприятий. Основами принятия решений по ведению сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях являются понимание механизмов поведения радионуклидов в агроэкосистемах и оценка модифицирующей роли различных факторов, влияющих на процессы их миграции и накопления в сельскохозяйственной продукции, а далее в рационе населения. Проблема поведения радиоактивного изотопа ^{90}Sr в аграрных и природных экосистемах возникла в результате глобальных выпадений при испытании ядерного оружия и аварий на радиационно-опасных объектах. За период интенсивных глобальных выпадений в умеренных широтах Северного полушария плотность выпадений ^{90}Sr оценивалась на уровне 2.1×10^4 Бк/м² [1]. В результате аварии на Южном Урале (НПО “Маяк”, 1957 г.) площадь Восточно-Уральского радиоактивного следа, исключенная к 1959 г. из хозяйственного пользования вследствие ее радиоактивного загрязнения, составила около 106 тыс. км². При этом на долю сельскохозяйственных земель приходилось около 54% от всей площади, в том числе более 29% пахотных угодий. Основным дозообразующим радионуклидом выпадений являлся ^{90}Sr .

Плотность загрязнения отчужденных земель составляла 230–300 кБк/м² [2, 3]. После аварии на Чернобыльской АЭС около 150 тыс. км² территории бывшего СССР было загрязнено ^{137}Cs с плотностью загрязнения свыше 37 кБк/м² [4]. Аварийный выброс ^{90}Sr был равен 2.3×10^{17} Бк, но в силу специфики характеристик выпадений и формирования зон загрязнения роль радионуклида, как источника радиационной опасности, была существенно меньше. Выпадения ^{90}Sr в основном имели место в ближней зоне ЧАЭС, а также на отдельных участках в прилегающих областях Беларуси и Украины [5]. В шести загрязненных областях Беларуси площадь сельскохозяйственных земель с плотностью загрязнения по ^{90}Sr свыше 5.55 кБк/м² составила 374.9 тыс. га, а свыше 111 кБк/м² – 0.07 тыс. га [6]. На территории семи областей Украины площади земель с плотностью загрязнения по ^{90}Sr свыше 5.55 кБк/м² составили 307.8 тыс. га, а свыше 111 кБк/м² – 1.4 тыс. га [7].

Биологическая опасность ^{90}Sr определяется несколькими факторами: высоким выходом при делении урана и плутония, длительным периодом полураспада (около 30 лет), высокой подвижностью в природных средах. Темпы миграции радионуклида зависят от формы радиоактивных выпадений, свойств почв, биологической подвижности радионуклида, погодных условий, технологий воз-

дельвания сельскохозяйственных культур и т.д. [8, 9].

Миграция радионуклида по сельскохозяйственным и пищевым цепочкам определяется влиянием как природных факторов, так и технологий ведения производства. Темпы миграции радионуклида в значительной степени определяются его подвижностью в почвах и системе почва–растение [10]. Для ограничения поступления радионуклидов в рацион человека разработан комплекс реабилитационных мероприятий, среди которых важное место занимают технологии, которые, с одной стороны, обеспечивают снижение темпов миграции радионуклидов, а с другой – повышают почвенное плодородие [11–13]. Влияние агротехнических и агрохимических технологий на подвижность ^{90}Sr связано с изменением агрохимических показателей, кислотности почв, емкости катионного обмена, содержания конкурирующих катионов, условий минерального питания растений и других факторов, что, в свою очередь, приводит к изменению показателей подвижности радионуклида в начальном звене миграции – почве и, далее, переходу их в сельскохозяйственную продукцию и рацион населения.

ОСНОВНЫЕ МЕХАНИЗМЫ ПОВЕДЕНИЯ ^{90}Sr В ПОЧВАХ

^{90}Sr является β -излучателем с максимальной энергией 0.544 МэВ; $T_{1/2} = 28.79$ года и относится к числу биологически подвижных радиоизотопов [14]. ^{90}Sr характеризуется высокой подвижностью, включается в окружающей среде в экологические миграционные цепочки и способен создавать источники длительного облучения в живых организмах. В глобальных выпадениях ^{90}Sr присутствует в растворимой и нерастворимой фракциях, при этом большая часть радионуклида выпадает с атмосферными осадками в виде растворимой фракции [15]. Нерастворимая фракция в среднем составляет 18% и состоит из смеси различных минеральных соединений, частичек почвы, промышленной пыли, сажи и т.д. При аварийных выбросах ^{90}Sr может выпадать в составе топливных частиц [16–18].

При попадании в почву ^{90}Sr быстро вовлекается в протекающие там физико-химические процессы [19]. Поглощение радионуклида может происходить по нескольким механизмам, что связано с гетерогенностью почвенно-поглощающего комплекса и постоянно протекающими в нем физическими, химическими и биохимическими процессами.

Поглотительная способность почвы в значительной степени определяется содержанием в ней высокодисперсных частиц с большой удельной поверхностью [20, 21]. Экспериментальные ис-

следования показали, что с увеличением степени дисперсности частиц повышается их обменная способность. Необходимо также учитывать минералогический состав фракций: в грубодисперсных фракциях преобладают первичные минералы (кварц, полевые шпаты, слюды), а в более мелких – вторичные глинистые минералы групп монтмориллонита, каолинита, гидрослюды и т.д. Почвы, содержащие большое количество высокодисперсных частиц (<0.001 мм), характеризуются высокой емкостью поглощения. Такие минеральные высокодисперсные частицы окружены пленками–гелями, состоящими в основном из полторных окислов (SiO_2 , Fe_2O_3 , Al_2O_3 и др.), кремниевой кислоты, органических веществ и различных солей. Так как радионуклиды поглощаются на границе раздела твердой фазы и почвенного раствора, большое значение имеет природа пленок–гелей, покрывающих минеральную частицу, и кристаллическая решетка минерала, на котором адсорбированы эти пленки [15, 22].

Закрепление и распределение ^{90}Sr в почве в значительной степени определяются поведением изотопного носителя – стабильного стронция, а также химического аналога – стабильного Са, содержание которого в земной коре составляет 2.96% [23, 24].

Н.В. Тимофеев-Ресовский и соавт. (1966) предложили отнести стронций ко второй группе радионуклидов с обменным типом поведения в системе почва–растение. Основным механизмом закрепления в почве – ионный обмен [25]. Наиболее важный фактор миграции – присутствие в растворе других катионов. Можно выделить три группы ионов ^{90}Sr : 1 – находящиеся в почвенном растворе; 2 – обменные ионы на поверхности минеральных и органических частиц; 3 – входящие в состав практически нерастворимых соединений [26]. Большая часть ^{90}Sr (60–90%) находится в почве в обменной форме (во второй группе по классификации Тимофеева-Ресовского). Между формами радионуклида в почвах существует динамическое равновесие [27]. В жидкой фазе радионуклид может находиться в виде катиона, входить в состав комплексных соединений и коллоидных частиц. В твердой фазе радионуклид находится в обменно-сорбированном состоянии, т. е. в адсорбционно-десорбционном равновесии с жидкой фазой; может входить в состав нерастворимых соединений, или выпавших нерастворимых частиц (например, топливных), или необратимо сорбируется [28].

Для ^{90}Sr существенное значение имеет изоморфное замещение в минералах, содержащих кальций и магний – кальцит и известняк (CaCO_3), гипс ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), доломит ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) [22]. Поскольку преобладающим механизмом поглощения ^{90}Sr твердой фазой почв является ионный

обмен, аналогично адсорбции стабильных Sr и Ca, то сорбция ^{90}Sr твердой фазой почв зависит от присутствия макроконцентраций катионов в растворе. Установлены следующие ряды влияния конкурирующих катионов на сорбцию ^{90}Sr твердой фазой почв: $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ [9, 15]. На поверхности кристаллической решетки происходит или ионообменное замещение Ca или другого катиона, или образование труднорастворимых фосфатов стронция [23, 29, 30].

На состояние и закрепление ^{90}Sr в почвенном поглощающем комплексе большое влияние оказывает состав минеральной части почв: радионуклид более прочно закрепляется в почвах с высоким содержанием илстых частиц [8]. Глинистыми минералами почв может быть сорбировано до 99% радионуклида. Высокой сорбционной способностью по отношению к ^{90}Sr характеризуются минералы группы монтмориллонита (асканиит, бентонит, гумбрин). Они поглощают от 92 до 99,9% ^{90}Sr . Минералы каолинитовой группы (каоолит, родалит, терратолит) – от 40 до 68%, слюды (гидромусковитом, флогопит) – от 71 до 87%, гидрослюды (вермикулит) – от 80 до 88% [15]. Минералы группы кальцита, полевых шпатов, кварца и гипса поглощают от 10 до 50% ^{90}Sr [22].

На поведение ^{90}Sr в почве оказывает влияние органическое вещество почвы, в первую очередь содержание и качественный состав гумуса. ^{90}Sr связан в основном с низкомолекулярными фульвокислотами, что объясняет его высокую миграционную способность [31]. ^{90}Sr присутствует в почвах в основном в форме сложных комплексов, в состав которых входят также Ca, Fe, и Al, а не в виде индивидуальных соединений с органическими веществами неспецифической природы и собственно гумусовыми кислотами. В черноземных и серых лесных почвах значительное количество ^{90}Sr связано с органическим веществом и обнаруживается в кислых растворах после осаждения гуминовых кислот, где, помимо собственно фульвокислот, присутствуют органические вещества индивидуальной природы (полисахариды, аминокислоты, низкомолекулярные кислоты, углеводы и т.д.). В отличие от почв, богатых органическим веществом, в дерново-подзолистых почвах основное количество ^{90}Sr сорбируется негидролизующим остатком почв, что обусловлено высоким содержанием полуторных окислов и большой поглотительной способностью подстилающих пород, а сами почвы характеризуются высокой насыщенностью основаниями. Основная часть ^{90}Sr в негидролизующем остатке сосредоточена в более легкой фракции, в которой содержится и большее количество Fe, Al и органического углерода. Это указывает на то, что ^{90}Sr ,

подобно другим элементам, входит в состав сложных соединений гумусовых кислот с высокодисперсными минералами [32]. Разрушение органического вещества способствует увеличению подвижности ^{90}Sr в результате перехода в обменное состояние [15, 33].

В почве постоянно протекают процессы сорбции и десорбции обменных катионов, в том числе стронция и его химического аналога – кальция, в результате чего между твердой фазой и почвенным раствором устанавливается равновесие. Одним из важных факторов, влияющих на количество сорбированных радионуклидов, является содержание обменных катионов в почве, с одной стороны, и концентрация их в почвенном растворе – с другой [15]. С увеличением концентрации сопутствующих катионов в растворе уменьшается количество радионуклидов, сорбированных твердой фазой почвы. Присутствие кальция в растворе снижает сорбцию ^{90}Sr в почве [34]. При уменьшении концентрации ^{90}Sr в почвенном растворе в результате усвоения растениями или выщелачивания в нижние горизонты почвы ^{90}Sr переходит из почвенного поглощающего комплекса в жидкую фазу [8].

В соответствии с современной теорией селективной сорбции ионообменные сорбционные места для радионуклида подразделяются на три типа по степени селективности: неселективные сорбционные центры (Regular Exchange Sites, RES) – расположены на поверхности твердой фазы почвы; сорбционные центры (Frayed Edge Sites, FES) – расположены между слоями кристаллической решетки в области их расширенных краев; центры особо высокой селективности (High Affinity Sites, HAS) [35, 36]. Радиостронций характеризуется простым и почти полным обменом на RES глинистых частиц [28].

Количественно селективность сорбционных мест по отношению к радионуклиду (R) характеризуется константой ионообменного равновесия радионуклида с одним из конкурирующих ионов (M) – коэффициентом селективности (K_c):

$$K_c = \frac{[\text{R}]_{\text{обм}} \times [\text{M}]_{\text{в}}}{[\text{M}]_{\text{обм}} \times [\text{R}]_{\text{в}}}, \quad (1)$$

где $[\text{R}]_{\text{обм}}$ и $[\text{M}]_{\text{обм}}$ – содержание обменных форм радионуклида и конкурирующего катиона в твердой фазе; $[\text{R}]_{\text{в}}$ и $[\text{M}]_{\text{в}}$ – их концентрация в водной вытяжке [37].

Выход ^{90}Sr в почвенный раствор увеличивается и при возрастании выхода Ca, так как Sr и Ca находятся в растворе в определенном отношении. Однако распределение ^{90}Sr между почвенным раствором и поглощающим комплексом отличается от аналогичного распределения Ca. Отношение $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ в почвенном растворе колеблется от 0.49 до 0.78 от соотношения этих ионов в почве,

Таблица 1. Показатели подвижности ^{90}Sr в системе почва–почвенный раствор для различных типов почв [67]
Table 1. Mobility factors of ^{90}Sr in the system soil – soil solution for different soil types [67]

Тип почвы	Обменная форма ^{90}Sr , %	$K_c(^{90}\text{Sr}/\text{Ca})$
Дерново-подзолистая	93 ± 0.07	2.5 ± 0.5
Светло-серая лесная	76 ± 0.09	1.5 ± 0.2
Выщелоченный чернозем	73 ± 0.10	2.1 ± 0.3
Опозоленный чернозем	82 ± 0.11	1.3 ± 0.1
Обычный чернозем	68 ± 0.01	1.8 ± 0.1
Типичный чернозем	69 ± 0.02	1.9 ± 0.2
Лугово-черноземная	64 ± 0.02	1.4 ± 0.1
Каштановая	76 ± 0.09	1.7 ± 0.5
Низинный торфяник	79 ± 0.01	1.1 ± 0.3

что связано с более прочной сорбцией ^{90}Sr по сравнению с Ca [38]. Для ^{90}Sr коэффициент селективности обмена катионов стронция и кальция $K_c(\text{Sr}/\text{Ca})$ (уравнение 1) для большинства почв варьирует от 1 до 3 [37]. Установлено, что в зависимости от свойств почв содержание обменной формы радионуклида ^{90}Sr варьирует от 64 до 93%; коэффициент селективности $K_c(\text{Sr}/\text{Ca})$ изменяется в 1.8 раз (табл. 1).

Показателем распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами почвы является также коэффициент распределения K_d , представляющий отношение равновесной концентрации радионуклида в твердой фазе к его концентрации в растворе [39]. Простая модель на базе K_d основывается на гипотезе, что радионуклид в твердой фазе находится в равновесии с радионуклидом в растворе, что делает возможным процесс обмена. Существует также понятие обменного коэффициента распределения K_D^{06} , который равен отношению концентрации обменной формы радионуклида к его концентрации в растворе [37]. Этот параметр учитывает тот факт, что часть радионуклида в твердой фазе находится в необменной форме и не участвует в процессах десорбции и жидкую фазу.

Распределение “твердая фаза–жидкая фаза” для ^{90}Sr (RN) можно лучше понять с учетом распределения иона-аналога (конкурентный ион при сорбции) (AN), который характеризуется схожим поведением в процессе сорбции [40]. В данном подходе:

$$K_d(\text{RN}) = K_d(\text{AN}) \times K_c\left(\frac{\text{RN}}{\text{AN}}\right), \quad (2)$$

где $K_d(\text{RN})$ рассчитывается путем линейного увеличения $K_d(\text{AN})$ на коэффициент, равный коэффициенту селективности RN–AN в центрах сорбции $K_c(\text{RN}/\text{AN})$.

$K_d(\text{Sr})$ может быть предсказан по отношению Ca и Mg в обменном комплексе в твердой фазе почвы (моль/кг) к сумме концентраций Ca и Mg в почвенном растворе (ммоль/кг) [27, 41], с умножением на следовый коэффициент селективности Sr к Ca и Sr к Mg, $K_c(\text{Sr}/\text{Ca}-\text{Mg})$ (коэффициенты селективности обмена следовых количеств ионов стронция на ионы кальция и ионов стронция на ионы магния [42]), что соответствует уравнению:

$$K_d(\text{Sr}) = \frac{K_c\left(\frac{\text{Sr}}{\text{Ca}} - \text{Mg}\right) \times (\text{Ca}_{\text{exch}} + \text{Mg}_{\text{exch}})}{\text{Ca}_{\text{ss}} + \text{Mg}_{\text{ss}}}. \quad (3)$$

Поскольку $K_c(\text{Sr}/\text{Ca}-\text{Mg})$ близок к 1 [28], для получения упрощенной модели в большинстве случаев могут допускаться аналогичные следовые коэффициенты селективности Sr к Ca и Sr к Mg. Таким образом, уравнение 3 может быть упрощено:

$$K_d(\text{Sr}) = \frac{\text{Ca}_{\text{exch}} + \text{Mg}_{\text{exch}}}{\text{Ca}_{\text{ss}} + \text{Mg}_{\text{ss}}}. \quad (4)$$

Если нет данных по обменным катионам, может использоваться отношение емкости катионного обмена (СЕС, в моль/кг) к сумме концентраций Ca и Mg в почвенном растворе. Такой подход дает удовлетворительные результаты при оценке $K_d(\text{Sr})$, особенно в случае почв с насыщенным обменным комплексом.

МИГРАЦИЯ ^{90}Sr В СИСТЕМЕ ПОЧВА–РАСТЕНИЕ

Многочисленные исследования показали, что ведущими факторами, определяющими поведение радионуклида в системе почва–растения, являются: физико-химическое состояние радионуклида, физико-химические свойства почвы, содержание обменного Ca в почве и биологические особенности растений [8, 9, 34, 43–47].

Слабая фиксация ^{90}Sr почвами обеспечивает его повышенную доступность растениям в течение продолжительного времени. Известно, что наиболее доступный для перехода в растение радионуклид находится в почвенном растворе и в обменной части почвенного поглощающего комплекса (ППК), поэтому содержание обменной формы является наиболее важной характеристикой, определяющей переход радионуклида в растение [8, 15]. Переход радионуклида из почвы в растения является результатом действия не только почвенно-химического процесса, но и биологического (физиологического), связанного с поглощением радионуклида корневой системой растений. Поступает ^{90}Sr в растения из почвенного раствора, как и любые другие минеральные элементы питания. Поглощение радионуклида растением первоначально происходит в результа-

те транспорта ионов путем свободной диффузии в объеме клеточной стенки коры корня [48]. Между почвенным раствором (водное свободное пространство) и корневым обменным комплексом (доннановское свободное пространство) за счет адсорбции и обмена ионов устанавливается динамическое равновесие. Доннановский электропотенциал на границе водной среды и катионообменника обуславливает избирательность поглощения заряженных элементов. Корневой обменный комплекс более активно связывает катионы (особенно двух- и трехвалентные) по сравнению с анионами [49].

Размеры усвоения растениями ультрамикрoконцентраций радионуклидов зависят от содержания изотопных и неизотопных носителей. Поступление ^{90}Sr в растения при одной и той же его концентрации в почве может варьировать из-за различной концентрации носителей. В многочисленных исследованиях было показано, что миграция радиоизотопов стронция в почвах и переход их в растения тесно связаны с поведением обменного Са как основного носителя ^{90}Sr в почве [10, 15, 50–52].

Накопление радионуклида растениями зависит и от типа почвы. В сельскохозяйственной радиобиологии установилось понимание того, что из почв низкого плодородия, кислых и обедненных кальцием, легкого гранулометрического состава ^{90}Sr более интенсивно поступает в растения по сравнению с высокоплодородными и богатыми кальцием почвами [9]. Показано, что прочность связи ^{90}Sr уменьшается в ряду: чернозем > солонец > дерново-подзолистая среднесуглинистая > дерново-подзолистая супесчаная [8].

Существенное влияние на накопление ^{90}Sr растениями оказывают биологические особенности сельскохозяйственных культур, обусловленные принадлежностью к различным семействам, родам, видам и сортам. Например, различия в накоплении ^{90}Sr у испытанных сортов зерновых и бобовых культур, выращенных на одной почве, различаются в 85 раз, у корнеплодов и овощных культур – в 350 раз [10], у кукурузы – в 10–15 раз [53]. Радионуклид накапливается в семенах и плодах растений (в хозяйственно-ценной части урожая) значительно меньше, чем в других надземных органах. Содержание ^{90}Sr в стеблях и побегах злаковых культур в 10–15 раз больше, чем в зерне. Для кукурузы отмечена та же самая зависимость. Стронций, в основном, распределяется по органам растений так же как и кальций. В опытах А.В. Маракушина и Е.А. Федорова по изучению накопления ^{90}Sr полевыми культурами была определена следующая последовательность культур в ряду накопления ^{90}Sr : клевер > кукуруза > тимофеевка > вика > картофель > овес > ячмень > рожь [11]. В исследованиях после аварии на

Таблица 2. Кратность различий в накоплении ^{90}Sr в продукции, определяемых сортовой принадлежностью видов растений [68]

Table 2. Ratio of differences in accumulation of ^{90}Sr in products, determined by varietal accessory of plant species [68]

Продукция	Число испытанных сортов	Кратность различий в минимальном и максимальном накоплении
Яровая пшеница	20	3.1
Озимая рожь, ячмень, овес	12	3.1
Кукуруза (зерно)	5	5.1
Горох (зерно)	28	3.1
Картофель	58	10.0
Столовая свекла	25	3.5
Морковь	7	8.3
Белокочанная капуста	24	3.1
Репчатый лук	18	2.3
Огурцы	10	1.6
Томаты	19	2.5
Сеяные травы:		
Злаковые	4	1.8
Бобовые	3	1.9

Чернобыльской АЭС были выявлены четко выраженные видовые различия в накоплении ^{90}Sr сельскохозяйственными культурами из дерново-подзолистых почв [17]. Бобовые культуры намного интенсивнее накапливали ^{90}Sr , чем зерновые [54].

Среди факторов, способствующих уменьшению аккумуляции радионуклида в сельскохозяйственных культурах, значение имеют не только видовые, но и сортовые особенности культур. Даже в одном виде культуры различия в накоплении в зависимости от сорта могут достигать 10 раз (картофель) (табл. 2). Разница в накоплении различными сортами дает возможность выбрать растения и сорта с низким накоплением радионуклида для выращивания его в загрязненных областях. При этом так же должны удовлетворяться и другие требования: продуктивность, стойкость к насекомым, подверженность растений заболеваниям. Этот способ для снижения загрязнения сельскохозяйственных растений является наиболее эффективным и простым.

После аварии на Чернобыльской АЭС А.Г. Подоляк и соавт. в своих опытах показали, что различия в накоплении ^{90}Sr зернобобовыми культурами (соя, люпин, горох) в зависимости от сорта может достигать 2.5–2.7 раз (табл. 3) [55].

Таблица 3. Влияние сортовых особенностей гороха, люпина и сои на накопление ^{90}Sr в зерне [55]
Table 3. Effect of varietal peculiarities of peas, lupine and soy on ^{90}Sr accumulation in grain T_{ag} , Bq kg $^{-1}$) [55]

Горох		Люпин		Соя	
Сорт	$K_{\text{п}}$, Бк/кг	Сорт	$K_{\text{п}}$, Бк/кг	Сорт	$K_{\text{п}}$, Бк/кг
Аист	25 ± 10	Ранний	56 ± 22	Магева	30 ± 6
Кудесник	63 ± 25	Михась	66 ± 26	Ясельда	46 ± 11
Богатырь	33 ± 13	Адраджэнне	65 ± 26	Пина	50 ± 13
Агат	31 ± 12	Миф	73 ± 29	Северная звезда	22 ± 3
Гомельский	33 ± 13	БСХА-382	128 ± 51	№ 37–15	61 ± 5
Светаник	34 ± 14	Крок	145 ± 58		
Ева	33 ± 12	Першацвет	108 ± 43		
Пегас	42 ± 17	Миртан	105 ± 42		
Д-15	36 ± 14	Владлена	85 ± 34		
Труженик	48 ± 13	Светаник	84 ± 32		
Полесский	36 ± 12	Митан	75 ± 30		
Белус	44 ± 13	Белокруз	85 ± 34		
Овощной	40 ± 12	Хвалько	61 ± 24		

Анализ экспериментальных данных по накоплению ^{90}Sr различными сельскохозяйственными культурами показал, что вынос ^{90}Sr с вегетативной массой незначителен и не превышает 4% от общего запаса радионуклида в почве. Данная величина соизмерима с самоочищением почв в результате ежегодного распада радионуклида (2.5%). Максимальным накоплением ^{90}Sr отличаются клевер и рапс, минимальным – зерновые культуры.

Размеры выноса радионуклида с отчуждаемой частью урожая в севообороте являются незначительными и составляют в год от валового содержания в почве у зерновых культур – 0.03–0.04%, рапса – 0.07–0.010%, клевера – 1.53–2.73%, люпина – 0.03–0.07%.

Большая доля радионуклида (до 95%) накапливается в нетоварной части урожая (солома), которая может быть утилизирована путем заправки на участке, где возделывалась сельскохозяйственная культура.

Интенсивность высвобождения радионуклида из органических остатков, запахиваемых в почву, зависит от их вида и измельченности. Высвобождение ^{90}Sr , содержащегося в соломе, запахиваемой в почву, происходит очень медленными темпами и не превышает 3.5% от общего содержания в запаханной биомассе, что делает его практически недоступным для последующих культур в течение 2 лет [13].

Опыт показывает, что сельскохозяйственные культуры нецелесообразно применять для фиторемедиации почв, которая требует длительного времени и утилизации значительного количества биомассы.

Оценка параметров миграции является сложной задачей, что обусловлено влиянием на пове-

дение радионуклидов в экосистемах большого набора физико-химических, биологических, геохимических и других факторов. Для количественной оценки размеров накопления радионуклидов в растениях используются различные показатели. В научной литературе наиболее часто используются коэффициент накопления ($K_{\text{н}}$) и коэффициент перехода ($K_{\text{п}}$) [9, 47, 56–60].

Коэффициент накопления (в зарубежной литературе Transfer factor – TF или CR – Concentration Ratio) определяется как отношение содержания радионуклида в единице массы растений (или части растения) и почвы (табл. 4):

$$K_{\text{н}} = \frac{\text{Удельная активность в растении (Бк/кг)}}{\text{Удельная активность в почве (Бк/кг)}}. \quad (4)$$

Коэффициент перехода (в зарубежной литературе Aggregated transfer factor – T_{ag}) рассчитывают как отношение концентрации радионуклида в растении (или части растения) к плотности загрязнения почвы на единицу площади (табл. 4):

$$K_{\text{п}} = \frac{\text{Удельная активность в растении (Бк/кг)}}{\text{Плотность загрязнения почвы (Бк/м}^2\text{)}}. \quad (5)$$

Учитывая зависимость поведения ^{90}Sr от присутствия неизотопного носителя кальция, были предложены следующие специальные показатели: стронциевые единицы, показатель Фредриксона и комплексный показатель Ключковского.

Стронциевые единицы (с.е.) представляют собой отношение концентраций стронция и кальция – 1 пКи ^{90}Sr /1 г Са (соответственно 3.7×10^{-2} Бк ^{90}Sr /1 г Са) [8].

Таблица 4. Коэффициенты перехода ⁹⁰Sr [69]
Table 4. Aggregated transfer factor ⁹⁰Sr [69]

Группа растений	Часть растений	Тип почвы	N	Средне-геометрическое	Kп	Средне-арифметическое	Стандартное отклонение	Min	Max
Злаковые	Зерно	Все почвы	282	1.1 × 10 ⁻¹	1.0	1.8 × 10 ⁻¹	1.9 × 10 ⁻¹	3.6 × 10 ⁻³	1.0
		Глинистая	72	7.8 × 10 ⁻²	8.9 × 10 ⁻¹	1.2 × 10 ⁻¹	1.3 × 10 ⁻¹	5.3 × 10 ⁻³	7.1 × 10 ⁻¹
		Суглинистая	71	1.1 × 10 ⁻¹	8.7 × 10 ⁻¹	1.6 × 10 ⁻¹	1.5 × 10 ⁻¹	1.6 × 10 ⁻²	7.2 × 10 ⁻¹
		Песчаная	123	1.4 × 10 ⁻¹	1.1	2.3 × 10 ⁻¹	2.3 × 10 ⁻¹	3.6 × 10 ⁻³	1.0
Кукуруза	Зерно	Органическая	10	9.7 × 10 ⁻²	1.4	1.8 × 10 ⁻¹	1.4 × 10 ⁻¹	1.2 × 10 ⁻²	3.6 × 10 ⁻¹
		Все почвы	39	3.2 × 10 ⁻¹	1.4	5.9 × 10 ⁻¹	6.1 × 10 ⁻¹	2.0 × 10 ⁻³	2.6
		Глинистая	7	6.9 × 10 ⁻²	1.9	1.6 × 10 ⁻¹	1.5 × 10 ⁻¹	2.0 × 10 ⁻³	3.9 × 10 ⁻¹
		Суглинистая	13	3.6 × 10 ⁻¹	4.6 × 10 ⁻¹	4.0 × 10 ⁻¹	1.9 × 10 ⁻¹	1.5 × 10 ⁻¹	8.6 × 10 ⁻¹
Листовые овощи	Листья	Песчаная	19	5.2 × 10 ⁻¹	1.2	8.8 × 10 ⁻¹	7.5 × 10 ⁻¹	4.0 × 10 ⁻²	2.6
		Все почвы	217	7.6 × 10 ⁻¹	1.8	1.9	1.8	3.9 × 10 ⁻³	7.8
		Глинистая	54	1.5 × 10 ⁻¹	1.8	5.9 × 10 ⁻¹	8.1 × 10 ⁻¹	3.9 × 10 ⁻³	2.2
		Суглинистая	84	1.2	1.4	2.0	1.2	4.1 × 10 ⁻²	5.0
Нелистовые овощи	Кочаны, ягоды, почки	Песчаная	72	1.7	1.4	2.9	2.1	6.4 × 10 ⁻²	7.8
		Органическая	6	2.1 × 10 ⁻¹	3.1 × 10 ⁻¹	2.2 × 10 ⁻¹	6.8 × 10 ⁻²	1.5 × 10 ⁻¹	3.0 × 10 ⁻¹
		Все почвы	19	3.6 × 10 ⁻¹	1.7	9.8 × 10 ⁻¹	1.8	7.1 × 10 ⁻³	7.9
		Глинистая	8	1.3 × 10 ⁻¹	1.8	3.2 × 10 ⁻¹	3.1 × 10 ⁻¹	7.1 × 10 ⁻³	8.6 × 10 ⁻¹
Бобовые	Семена, стручки	Суглинистая	3	1.4	4.7 × 10 ⁻¹	1.5	7.1 × 10 ⁻¹	9.0 × 10 ⁻¹	2.3
		Песчаная	5	8.7 × 10 ⁻¹	1.4	2.1	3.3	2.0 × 10 ⁻¹	7.9
		Органическая	2	—	—	2.2 × 10 ⁻¹	4.2 × 10 ⁻²	1.9 × 10 ⁻¹	2.5 × 10 ⁻¹
		Все почвы	148	1.4	8.2 × 10 ⁻¹	1.8	1.3	1.3 × 10 ⁻¹	6.0
Корнеплоды	Корнеплоды	Глинистая	25	6.2 × 10 ⁻¹	7.9 × 10 ⁻¹	8.1 × 10 ⁻¹	6.2 × 10 ⁻¹	1.3 × 10 ⁻¹	2.6
		Суглинистая	68	1.3	6.4 × 10 ⁻¹	1.5	8.5 × 10 ⁻¹	1.7 × 10 ⁻¹	4.6
		Песчаная	55	2.2	7.2 × 10 ⁻¹	2.7	1.5	3.0 × 10 ⁻¹	6.0
		Все почвы	56	7.2 × 10 ⁻¹	1.4	1.5	1.4	3.0 × 10 ⁻²	4.8
Клубнеплоды	Клубни	Глинистая	13	4.1 × 10 ⁻¹	1.5	1.0	1.3	5.2 × 10 ⁻²	3.9
		Суглинистая	16	6.1 × 10 ⁻¹	1.5	1.3	1.5	4.4 × 10 ⁻²	4.5
		Песчаная	26	1.1	1.3	1.8	1.4	3.0 × 10 ⁻²	4.8
		Все почвы	106	1.6 × 10 ⁻¹	1.1	2.4 × 10 ⁻¹	2.2 × 10 ⁻¹	7.4 × 10 ⁻³	1.6

Таблица 4. Продолжение

Группа растений	Часть растений	Тип почвы	N	Средне-геометрическое	K _п	Средне-арифметическое	Стандартное отклонение	Min	Max
Сеяные травы	Стебли, побеги	Глинистая	21	1.3 × 10 ⁻¹	8.5 × 10 ⁻¹	1.7 × 10 ⁻¹	1.5 × 10 ⁻¹	2.6 × 10 ⁻²	6.7 × 10 ⁻¹
		Суглинистая	41	1.3 × 10 ⁻¹	1.1	2.0 × 10 ⁻¹	1.4 × 10 ⁻¹	7.4 × 10 ⁻³	4.5 × 10 ⁻¹
		Песчаная	39	2.2 × 10 ⁻¹	9.6 × 10 ⁻¹	3.3 × 10 ⁻¹	3.0 × 10 ⁻¹	2.6 × 10 ⁻²	1.6
		Органическая	4	5.8 × 10 ⁻²	1.5	1.0 × 10 ⁻¹	9.8 × 10 ⁻²	8.0 × 10 ⁻³	2.3 × 10 ⁻¹
		Все почвы	50	9.1 × 10 ⁻¹	6.5 × 10 ⁻¹	1.1	6.2 × 10 ⁻¹	2.5 × 10 ⁻¹	2.8
Кормовые бобовые культуры	Стебли, побеги	Глинистая	7	7.9 × 10 ⁻¹	2.4 × 10 ⁻¹	8.1 × 10 ⁻¹	1.7 × 10 ⁻¹	4.8 × 10 ⁻¹	9.7 × 10 ⁻¹
		Суглинистая	6	6.0 × 10 ⁻¹	9.2 × 10 ⁻¹	8.9 × 10 ⁻¹	8.6 × 10 ⁻¹	2.9 × 10 ⁻¹	2.0
		Песчаная	34	1.1	5.1 × 10 ⁻¹	1.3	5.9 × 10 ⁻¹	2.6 × 10 ⁻¹	2.8
		Органическая	3	2.6 × 10 ⁻¹	5.8 × 10 ⁻²	2.6 × 10 ⁻¹	1.5 × 10 ⁻²	2.5 × 10 ⁻¹	2.8 × 10 ⁻¹
		Все почвы	35	3.7	6.5 × 10 ⁻¹	4.6	3.6	1.3	1.8 × 10 ⁻¹
Пастбищные растения	Стебли, побеги	Глинистая	10	2.8	5.5 × 10 ⁻¹	3.2	1.6	1.3	5.8
		Суглинистая	11	3.3	5.7 × 10 ⁻¹	3.8	2.4	1.4	9.8
		Песчаная	14	4.9	7.1 × 10 ⁻¹	6.2	4.9	1.3	1.8 × 10 ⁻¹
		Органическая	1	3.9 × 10 ⁻¹	—	3.9 × 10 ⁻¹	—	—	—
		Все почвы	172	1.3	7.9 × 10 ⁻¹	1.7	1.2	5.6 × 10 ⁻²	7.3
Специи Другие виды Злаковые	Стебли, побеги	Глинистая	22	8.0 × 10 ⁻¹	8.1 × 10 ⁻¹	1.0	7.6 × 10 ⁻¹	9.0 × 10 ⁻²	2.8
		Суглинистая	58	1.1	4.9 × 10 ⁻¹	1.2	5.6 × 10 ⁻¹	3.7 × 10 ⁻¹	2.6
		Песчаная	87	1.7	1.7	2.2	1.4	9.8 × 10 ⁻²	7.3
		Органическая	4	3.5 × 10 ⁻¹	1.3	5.5 × 10 ⁻¹	4.7 × 10 ⁻¹	5.6 × 10 ⁻²	1.2
		Все почвы	1	4.5	—	4.5	—	—	—
Кукуруза	Стебли, побеги	Все почвы	9	8.8 × 10 ⁻¹	1.8	2.4	3.1	2.0 × 10 ⁻²	8.2
		Все почвы	37	1.1	9.3 × 10 ⁻¹	1.7	1.9	1.5 × 10 ⁻¹	9.8
		Глинистая	20	7.5 × 10 ⁻¹	8.6 × 10 ⁻¹	1.0	7.8 × 10 ⁻¹	1.5 × 10 ⁻¹	2.8
		Суглинистая	3	1.8	8.4 × 10 ⁻¹	2.2	1.5	7.2 × 10 ⁻¹	3.6
		Песчаная	11	2.1	8.4 × 10 ⁻¹	3.0	2.9	9.3 × 10 ⁻¹	9.8
Кукуруза	Стебли, побеги	Все почвы	36	7.3 × 10 ⁻¹	1.8	9.9 × 10 ⁻¹	7.6 × 10 ⁻¹	1.2 × 10 ⁻¹	3.0
		Глинистая	6	5.0 × 10 ⁻¹	6.5 × 10 ⁻¹	5.9 × 10 ⁻¹	3.4 × 10 ⁻¹	1.8 × 10 ⁻¹	1.1
		Суглинистая	7	7.0 × 10 ⁻¹	5.2 × 10 ⁻¹	7.8 × 10 ⁻¹	3.7 × 10 ⁻¹	2.8 × 10 ⁻¹	1.4
		Песчаная	23	8.2 × 10 ⁻¹	9.5 × 10 ⁻¹	1.2	8.7 × 10 ⁻¹	1.2 × 10 ⁻¹	3.0

Показатель Фредриксона определяется как соотношение числа с.е. в растениях к плотности загрязнения почвы ^{90}Sr [61].

Комплексный показатель Ключковского был предложен для учета факторов, влияющих на поступление ^{90}Sr в растения: неравномерность загрязнения поверхности почвы ^{90}Sr , кальциефильность растения, содержания обменного Са в почве [56]:

$$K = \frac{\text{с.е. в урожае}/(\text{мкКи } ^{90}\text{Sr}/\text{км}^2)}{\text{мгэкв Са}/100 \text{ г почвы}}. \quad (6)$$

Применение комплексного показателя дает возможность сравнить уровень загрязнения растительного покрова различных почвенно-климатических зон и влияние различных экологических условий на поступление ^{90}Sr в растения [19, 62].

По мере накопления экспериментальных данных миграционные параметры уточняются. После получения информации о миграции радионуклидов после аварии на ЧАЭС в 2003 г. Международное агентство по атомной энергии инициировало проведение международного проекта IMRAS (Environmental Modelling for Radiation Safety). Экспертами были проанализированы данные многочисленных научных исследований по количественным параметрам перехода радионуклидов из почв в растения. Для группировки данных основные группы сельскохозяйственных культур были объединены в 13 выборок: зерновые, кукуруза, листовые овощи, нелистовые овощи, бобовые, корнеплоды, клубнеплоды, сеяные травы, кормовые бобовые культуры, пастбищные растения, специи и другие виды. Коэффициенты накопления радионуклидов оценивались для четырех групп почв: глинистые, суглинистые, песчаные, органические [63].

МАТЕМАТИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ, ОПИСЫВАЮЩИЕ ПОВЕДЕНИЕ ^{90}Sr В СИСТЕМЕ ПОЧВА–РАСТЕНИЕ

Разработка методов прогнозирования размеров поступления в растения искусственных радионуклидов является одной из важных задач сельскохозяйственной радиоэкологии. Это связано с тем, что в определенных условиях после радиоактивного загрязнения внешней среды миграция радионуклидов по сельскохозяйственным цепочкам может быть основным источником радиационной опасности для человека.

Большой вклад в разработку моделей вертикальной миграции радионуклидов в почвах внес В.М. Прохоров, который разработал, в частности, динамическую модель вертикальной миграции ^{90}Sr в почвах [64, 65]. Анализ исходных данных для модели показал, что вертикальная миграция ^{90}Sr происходит под влиянием сложного ком-

плекса факторов, к которым относятся: фильтрация атмосферных осадков в глубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения, термоперенос влаги под действием градиента температуры и другие.

После аварии на Чернобыльской АЭС одним из важных направлений научных исследований стало развитие математических моделей и их параметризация. Определение количественных параметров миграции радионуклидов в пищевой цепи стало одной из важных задач, так как их точностью определялась и определяется корректность прогнозов радиационной обстановки.

В связи с тем, что основным радионуклидом чернобыльского выпадения является ^{137}Cs , основное внимание было уделено разработке моделей миграции ^{137}Cs . Однако дальнейшее развитие получило моделирование миграции ^{90}Sr .

В рамках исследования по определению основных почвенных параметров, ответственных за перенос радионуклидов в системе почва–растение, в экспериментальных условиях М.С. Роса и соавт. разработали статическую модель для прогнозирования концентрационного отношения ^{90}Sr (CR) [66].

Поступление ^{90}Sr в растение пропорционально его концентрации в почвенном растворе и зависит от биологических особенностей растений (Plant Factor):

$$RSr_{(\text{Plant})} = RSr_{(\text{SoilSolution})} \cdot \text{PlantFactor}. \quad (7)$$

Plant Factor включает в себя физиологические аспекты растения, зависит от вида растения и рассматриваемого элемента. Предполагается, что Plant Factor является линейной функцией обратной суммарной концентрации Са и Mg в почвенном растворе:

$$\text{PlantFactor} = \frac{1}{(\text{Ca} + \text{Mg})_{ss}}. \quad (8)$$

Концентрация радиостронция в почвенном растворе – $RSr_{(\text{SoilSolution})}$, с одной стороны, зависит от общей концентрации радионуклида в твердой фазе – $RSr_{(\text{Soil})}$, с другой стороны, – от коэффициента распределения радионуклида между твердой и жидкой фазой (K_d):

$$RSr_{(\text{SoilSolution})} = RSr_{(\text{Soil})} \cdot \frac{f_{av}}{K_d}. \quad (9)$$

Коэффициент распределения (K_d) может быть подсчитан при использовании параметра емкости катионного обмена (CEC, Cation Exchange Capacity) и концентрации конкурирующих элементов $(\text{Ca} + \text{Mg})_{ss}$:

$$K_d = \frac{\text{CEC}}{(\text{Ca} + \text{Mg})_{ss}}. \quad (10)$$

В данной работе предполагались схожие по величинам коэффициенты селективности пар

Sr/Ca и Sr/Mg. Для предсказания относительного содержания радиостронция для каждой почвы были использованы такие параметры, как подвижная фракция $^{90}\text{Sr} - f_{av}$, коэффициент распределения K_d и Plant Factor на основе выражения для определения концентрационного отношения ^{90}Sr (CR) в системе почва–растение:

$$\text{CR}(^{90}\text{Sr}) = \frac{f_{av} \cdot \text{PlantFactor}}{K_d} = \frac{f_{av}}{\text{CEC}}. \quad (11)$$

Эта простая модель включает в себя некоторое количество почвенных параметров (емкость катионного обмена – ЕКО, состав почвенного раствора, коэффициент распределения и подвижную форму радионуклида), которые, по мнению авторов, являются основными для получения относительно точного прогноза коэффициента накопления радиостронция растениями.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучение поведения и биологической доступности радиоактивного стронция в аграрных экосистемах имеет определяющее значение для оценки реальной опасности радиоактивного загрязнения для человека. Радиоактивный стронций является одним из наиболее всесторонне изученных элементов. Анализ результатов исследований показал эволюцию в понимании особенностей поведения радионуклида в аграрных экосистемах – от описания общих закономерностей до применения современной теории селективной сорбции. Количественно описаны почвенно-геохимические процессы, определяющие биологическую доступность радионуклида; определены основные параметры, характеризующие вертикальную миграцию, а также степень и прочность сорбции радионуклида в зависимости от свойств почвенного поглощающего комплекса.

Оценка параметров миграции является сложной задачей, что обусловлено влиянием на поведение радионуклида большого набора физико-химических, биологических, геохимических и других факторов. Для решения этой задачи предложены различные количественные показатели, которые позволяют оценить зависимость накопления радионуклида в растениях от модифицирующих факторов, в частности, неравномерности загрязнения поверхности почвы ^{90}Sr , кальциефильности растений, содержания обменного Са в почве и др. Несмотря на значительный объем накопленной информации, прогнозирование поведения радионуклида в агроэкосистемах является одной из актуальных задач сельскохозяйственной радиоэкологии. Для повышения точности прогноза последствий загрязнения агроэкосистем радиоактивным стронцием на основе миграционных математических моделей необходимо про-

должение исследований по уточнению количественных параметров миграции на основе многолетних систематических исследований.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Василенко И.Я., Василенко О.И.* Стронций радиоактивный // Энергия: экономика, техника, экология. 2002. № 4. С. 26–32. [Vasilenko I.Ya., Vasilenko O.I. Stroncij radioaktivnyj. Energiya: ekonomika, tekhnika, ekologiya. 2002. № 4. P. 26–32. (In Russian)]
2. *Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др.* Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общей ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с. [Alexahin R.M., Buldakov L.A., Gubanov V.A. i dr. Krupnye radiacionnye аварии: posledstviya i zashchitnye mery / Pod obshchej redakciej L.A. Il'ina i V.A. Gubanova. Moscow: IzdAT; 2001. 752 p. (In Russian)]
3. *Fesenko S.* Review of radiation effects in non-human species in areas affected by the Kyshtym accident // J. Radiol. Pro. 2019. V. 39. P. 1–17. <https://doi.org/10.1088/1361-6498/aafa92>
4. *Израэль Ю.А., Петров В.Н., Авдюшин С.И. и др.* Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской электростанции // Метеорология и гидрология. 1987. № 2. С. 5–18. [Izrael' Yu.A., Petrov V.N., Avdyushin S.I. i dr. Radioaktivnoe zagryaznenie prirodnyh sred v zone аварии na Chernobyl'skoj elektrostancii // Meteorologiya i gidrologiya. 1987. № 2. P. 5–18. (In Russian)]
5. *Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Цыбулько Н.Н. и др.* Особенности формирования радиоактивного загрязнения территории в результате аварийных выбросов Чернобыльской АЭС и динамика изменения радиационной обстановки // Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: Биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / Под ред. чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой и проф. С.В. Фесенко. М.: РАН, 2018. С. 12–40. [Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Cybul'ko N.N., Kashparov V.A., Panov A.V., Perevolockij A.N., Shubina O.A. Osobennosti formirovaniya radioaktivnogo zagryazneniya territorii v rezul'tate avaryjnyh vybrosov Chernobyl'skoj AES i dinamika izmeneniya radiacionnoj obstanovki // Radioekologicheskie posledstviya аварии na Chernobyl'skoj AES: Biologicheskie efekty, migraciya, reabilitaciya zagryaznennyh territorij / Pod red. chl.-korr. RAN N.I. Sanzharovoj i prof. S.V. Fesenko. Moscow: RAN, 2018. P. 12–40. (In Russian)]
6. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия–Беларусь) / Под ред. Ю.А. Израэля и И.М. Богдевича. Москва–Минск: Фонд “Инфосфера” – НИА–Природа, 2009. 140 с. [Atlas sovremennyh i prognoznyh aspektov posledstvij аварии na Chernobyl'skoj AES na posttradavshih territoriyah Rossii i Belarusi (ASPA Rossiya–Belarus') / Pod red. Yu.A. Izraelya i I.M. Bogdevicha. Moskva–Minsk: Fond “Infosfera” – NIA–Priroda; 2009. 140 p. (In Russian)]

7. *Надточій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О. та ін.* Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісове господарство) / За ред. П.П. Надточія. Київ: Світ, 2003. 371 с. [*Nadtochii P.P., Malynovskiy A.S., Mozhar A.O. ta in.* Dosvid podolannya naslidkiv Chornobyl'skoi katastrofy (sil'ske ta lisove hospodarstvo) / Za red. P.P. Nadtochiia. Kyiv: Svit, 2003. 371 p. (In Ukr.)]
8. *Юдинцева Е.В., Гулякин И.В.* Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968. 472 с. [*Yudinцева E.V., Gulyakin I.V.* Agrohimiya radioaktivnykh izotopov stronciya i ceziya. M.: Atomizdat; 1968. 472 p. (In Russian)]
9. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с. [*Sel'skohozyajstvennaya radioekologiya / Pod red. R.M. Alexahina, N.A. Korneeva.* M.: Ekologiya; 1992. 400 p. (In Russian)]
10. *Архипов Н.П., Федоров Е.А., Алексахин Р.М. и др.* Почвенная химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений // Почвоведение. 1975. № 11. С. 40–52. [*Arhipov N.P., Fedorov Ye.A., Alexahin R.M. i dr.* Pochvennaya himiya i kornevoe nakoplenie iskusstvennykh radionuklidov v urozhae sel'skohozyajstvennykh rastenij // Pochvovedeniye. 1975. № 11. P. 40–52. (In Russian)]
11. *Маракушин А.В., Федоров Е.А.* Накопление стронция-90 полевыми культурами при различных условиях возделывания // Агрохимия. 1978. № 8. С. 125–128. [*Marakushin A.V., Fedorov E.A.* Nakoplenie stronciya-90 polevymi kul'turami pri razlichnykh usloviyakh vzdelyvaniya // Agrohimiya. 1978. № 8. P. 125–128. (In Russ.)]
12. *Пристер Б.С., Лошчилов Н.А., Немец О.Ф., Полярков В.А.* Основы сельскохозяйственной радиологии. Киев: Урожай, 1991. 471 с. [*Prister B.S., Loshchilov N.A., Nemes O.F., Poyarkov V.A.* Osnovy sel'skohozyajstvennoj radiologii. Kiev: Urozhaj, 1991. 471 p. (In Russian)]
13. *Путятин Ю.В.* Минимизация поступления радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениеводческую продукцию. Минск: Ин-т почвоведения и агрохимии, 2008. 286 с. [*Putyatyn Yu.V.* Minimizatsiya postupleniya radionuklidov ^{137}Cs i ^{90}Sr v rasteniyevodcheskuyu produkciyu. Minsk: In-t pochvovedeniya i agrohimii, 2008. 286 p. (In Russian)]
14. Физические величины: Справочник / Под ред. И.С. Григорьева и Е.З. Мейлихова. М.: Энергоатомиздат, 1991. 1232 с. [*Fizicheskie velichiny. Spravochnik / Pod red. I.S. Grigor'eva i E.Z. Mejlilova.* M.: Energoatomizdat, 1991. 1232 p. (In Russian)]
15. *Павлоцкая Ф.И.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с. [*Pavlockaya F.I.* Migratsiya radioaktivnykh produktov global'nyh vyupadenij v pochvah. M.: Atomizdat, 1974. 215 p. (In Russian)]
16. *Бобовникова Ц.И., Махонько К.П., Сиверина А.А. и др.* Физико-химические формы радионуклидов в атмосферных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС и их трансформация в почвах // Атомная энергия. 1991. Вып. 5. С. 449–454. [*Bobovnikova C.I., Mahon'ko K.P., Siverina A.A. i dr.* Fiziko-himicheskie formy radionuklidov v atmosferynyh vyupadeniyah posle avarii na Chernobyl'skoj AES i ih transformatsiya v pochvah // Atomnaya Energiya. 1991. № 5. P. 449–454. (In Russian)]
17. *Архипов А.Н.* Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в агроэкосистемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 26 с. [*Arhipov A.N.* Povedenie ^{90}Sr i ^{137}Cs v agroekosistemah zony otchuzhdeniya Chernobyl'skoj AES: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Obninsk, 1995. 26 p. (In Russian)]
18. *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. 49 с. [*Kruglov S.V.* Fiziko-himicheskie aspekty zagryazneniya sel'skohozyajstvennykh ugodij v rezul'tate radiatsionnoj avarii i migratsiya radionuklidov v sisteme pochva–rasteniye (na primere avarii na Chaes): Avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk. Obninsk, 1997. 49 p. (In Russian)]
19. *Клечковский В.М., Федоров Е.А., Архипов Н.П. и др.* Закономерности почвенного и аэриального поступления радиоактивного стронция в растения // Почвоведение. 1973. № 5. С. 38–47. [*Klechkovskij V.M., Fedorov E.A., Arhipov N.P. i dr.* Zakonomernosti pochvennogo i aeral'nogo postupleniya radioaktivnogo stronciya v rasteniya // Pochvovedenie. 1973. № 5. P. 38–47. (In Russian)]
20. *Nisbet A., Salbu B., Shaw S.* Association of radionuclides with different molecular size fractions in soil solution: implications for plant uptake // J. Environ. Radioact. 1993. V. 18. P. 71–84.
21. *Keren R., O'Connor G.* Strontium adsorption by non-calcareous soils-exchangeable ions and solution composition effects // Soil Sci. 1983. V. 135. P. 308–315.
22. *Спицын В.И., Громов В.В.* Поглощение радиостронция некоторыми минералами почв и грунтов // Почвоведение. 1959. № 12. С. 45–50. [*Spicyn V.I., Gromov V.V.* Pogloshchenie radiostronciya некотoryми минералами почв и грунтов // Pochvovedenie. 1959. № 12. P. 45–50. (In Russian)]
23. *Синицын Н.М., Корпусов Г.В., Зайцев Л.М. и др.* Химия долгоживущих осколочных элементов / Под ред. А.В. Николаева. М.: Атомиздат, 1970. 328 с. [*Sinicyn N.M., Korpusov G.V., Zajcev L.M. i dr.* Himiya dolgozhivushchih oskolochnykh elementov / Pod red. A.V. Nikolaeva. M.: Atomizdat, 1970. 328 p. (In Russian)]
24. *Nishita H., Taylor P.* Influence of stable Sr and Ca on ^{90}Sr and ^{45}Ca in soil and clay minerals // Soil Sci. 1964. V. 98. P. 181–186.
25. *Тимофеев-Ресовский Н.В., Титлянова А.А.* Поведение радиоактивных изотопов в системе почва–раствор // Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966. С. 46–80. [*Timofeev-Resovskij N.V., Titlyanova A.A.* Povedenie radioaktivnykh izotopov v sisteme pochva–rastvor // Radioaktivnost' pochv i metody ee opredeleniya. M.: Nauka, 1966. P. 46–80. (In Russian)]
26. *Тимофеева Н.А.* К вопросу о миграции радиостронция в биогеннозах // Докл. АН СССР. 1960. Т. 133. № 2. С. 488–491. [*Timofeeva N.A.* K voprosu o migratsii radiostronciya v biogeocenoazah // Dokl. AN SSSR. 1960. V. 133. № 2. P. 488–491. (In Russian)]

27. *Hilton J., Comans R.N.J.* Chemical forms of radionuclides and their quantification in environmental samples. Radioecology, radioactivity and ecosystems. Liège: Fortemps, 2001. P. 99–111.
28. *Valcke E.* The behavior dynamics of radiocaesium and radiostrontium in soil rich in organic matter. PhD Thesis: Katholieke Universiteit Leuven, 1992. 135 p.
29. *Куделя А.Д.* К вопросу о взаимодействии микроколичеств стронция с фосфат-ионами в почвах // Сборник трудов по агрохимической физике. М.: Колос, Ленингр. отд., 1969. Вып. 18. С. 134–141. [*Kudelya A.D.* К вопросу о взаимодействии микроколичеств стронция с фосфат-ионами в почвах // Сборник трудов по агрохимической физике. М.: Колос, Ленинградское отделение, 1969. Вып. 18. С. 134–141. (In Russian)]
30. *Havelly E., Tzur J.* Precipitation of Sr by CaCO₃ in calcareous and measurement of cation-exchange capacity // Soil Sci. 1964. V. 98. № 1. P. 66–67.
31. *Павлоцкая Ф.И.* Формы нахождения и миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах: Автореф. дис. ... д-ра хим. наук. М., 1981. 43 с. [*Pavlockaya F.I.* Formy nahozhdeniya i migraciya radioaktivnyh produktov global'nyh vypadenij v pochvah: Avtoref. dis. ... d-ra khim. nauk. M., 1981. 43 p. (In Russian)]
32. *Котова А.Ю.* Исследование механизмов сорбции и биологической доступности ⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹³⁷Cs и ¹⁴⁴Ce в почвах различных типов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1998. 27 с. [*Kotova A.Yu.* Issledovanie mekhanizmov sorbcii i biologicheskoy dostupnosti ⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹³⁷Cs i ¹⁴⁴Ce v pochvah razlichnyh tipov: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Obninsk, 1998. 27 p. (In Russian)]
33. *Taylor A.W.* Strontium retention in acid soils of the North Carolina coastal plain // Soil Science. 1968. V. 106. № 4. P. 440–450.
34. *Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В.* Основы сельскохозяйственной радиологии: Учеб. пособие для вузов по агр. спец. и спец. “Зоотехния”. М.: Агрпромиздат, 1991. 287 с. [*Annenkov B.N., Yudinцева E.V.* Osnovy sel'skohozyajstvennoj radiologii: Ucheb. posobie dlya vuzov po agr. spec. i spec. “Zootekhnija”. M.: Agropromizdat, 1991. 287 p. (In Russian)]
35. *Bolt G.H., Sumner M.E., Kamphorst A.A.* Study of equilibria between three categories of potassium in an illitic soil // Soil Sci. Soc. America. Proc. 1963. V. 27. P. 294–299.
36. *Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A.* Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils // Nature. 1988. V. 335. № 6187. P. 247–249.
37. *Коноплев А.В., Булгаков А.А.* Обменный коэффициент распределения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в системе почва–вода // Атомная энергия. 2000. № 2. С. 152–158. [*Konoplev A.V., Bulgakov A.A.* Obmennyy koefitsient raspredeleniya ⁹⁰Sr i ¹³⁷Cs v sisteme pochva–voda // Atomnaya energiya. 2000. № 2. P. 152–158. (In Russian)]
38. *Kokotov Yu.A., Rusakov F.F., Urbanyuk A.P.* Influence of pH and salinity on sorption of ⁹⁰Sr by particular soils // Proc. conf. on radiation hygiene. 1960. P. 76–77.
39. *Sheppard M.J.* Radionuclide partitioning coefficients in soils and plants and their correlation // Health Physics. 1985. V. 49. №1. P. 106–111.
40. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA–TECDOC–1616. Vienna: IAEA, 2009. P. 71–102.
41. *Rauret G., Firsakova S.* The transfer of radionuclides through the terrestrial environment to agricultural products, including the evaluation of agrochemical practices. EUR 16528 EN. European Commission. Luxembourg, 1996.
42. *Степина И.А., Маслова К.М., Попова В.Е.* Потенциал связывания радиоцезия в строительных материалах // Радиохимия. 2013. Т. 55. № 3. С. 249–252. [*Stepina I.A., Maslova K.M., Popova V.E.* Radiocaesium interception potentials in building materials // Radiochemistry. 2013. V. 55. № 3. P. 305–309. (In Russian)]
43. *Корнеев Н.А., Фирсакова С.К., Малышева М.Р.* Поступление ⁹⁰Sr в луговые травы из почв различных типов Нечерноземной зоны // Почвоведение. 1975. № 11. С. 53–59. [*Korneev N.A., Firsakova S.K., Malysheva M.R.* Postuplenie ⁹⁰Sr v lugovye travy iz pochv razlichnyh tipov Nечерноземной зоны // Pochvovedenie. 1975. № 11. С. 53–59. (In Russian)]
44. *Fresquez P.R., Armstrong D.R., Mullen M.A., Naranjo L.* The uptake of radionuclides by beans, squash and corn, growing in contaminated alluvial soils at Los Alamos National Laboratory // J. Environ. Sci. Health. 1998. V. 33. № 1. P. 99–122.
45. *Menzel R.G.* Competitive uptake by plants of potassium, rubidium, cesium, strontium and barium from soils // Soil Sci. 1954. V. 77. № 6. P. 419–425.
46. *Ng Y.C., Thompson S.E., Colsher C.S.* Soil-to-Plant Concentration Factors for Radiological Assessments, Final report, Rep. NUREG/CR–2975 UCID–19463. National Technical Information Service. Lawrence Livermore National Laboratory, 1982. 132 p.
47. *Staven L.H., Rhoads K., Napier B.A., Strenge D.L.* A Compendium of Transfer Factors for Agricultural and Animal Products. PNNL–13421. The U.S. Department of Energy. Washington, 2003. 16 p.
48. *Briggs G.E.* Some aspects of free space in plant tissues // New Phytol. 1957. V. 56. P. 305–324.
49. *Коноплева И.В.* Исследование биологической доступности ¹³⁷Cs в почвах лесных экосистем: Дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1999. [*Konopleva I.V.* Issledovanie biologicheskoy dostupnosti ¹³⁷Cs v pochvah lesnyh ekosistem: Dis. ... kand. biol. nauk. Obninsk, 1999. (In Russian)]
50. *Гулякин И.В., Юдинцева Е.В.* Сельскохозяйственная радиобиология: Учеб. пособие для агроном. спец. М.: Колос, 1973. 272 с. [*Gulyakin I.V., Yudinцева E.V.* Sel'skohozyajstvennaya radiobiologiya: Ucheb. posobie dlya agronom. spec. M.: Kolos, 1973. 272 p. (In Russian)]
51. *Romney E.M.* Influence of calcium on plant uptake of ⁹⁰Sr and stable Sr // Soil Sci. 1959. V. 87. P. 160–165.
52. *Comar C.L., Wasserman R.H., Nold M.M.* Strontium – Calcium Discrimination Factor in the Rat. Proceedings // Social Science and Medicine. 1956. V. 92. № 4. P. 859–863.
53. *Schneider R., Kuznetsov V.K., Sanzharova N.I. et al.* Soil-to-plant and soil-to-grain transfer of ¹³⁷Cs in field-grown maize hybrids during two contrasting seasons: assessing the phenotypic variability and its genetic component // Radiat. Environ. Biophys. 2008. V. 47. P. 241–252.

54. Черников В.А., Алексахин Р.М., Голубев А.В. и др. Агроэкология: Учебник для студентов / Под ред. В.А. Черникова и А.И. Чекереса. М.: Колос, 2000. 534 с. [Chernikov V.A., Alexakhin R.M., Golubev A.V. et al. Agroekologiya: Uchebnik dlya studentov / Pod red. V.A. Chernikova i A.I. Chekeresa. M.: Kolos, 2000. 534 p. (In Russian)]
55. Подоляк А.Г., Жданович В.П. Влияние видовых и сортовых особенностей зернобобовых культур на аккумуляцию радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 5. С. 625–636. [Podolyak A.G., Zhdanovich V.P. Vliyanie vidovyh i sortovyh osobennostey zernobobovyh kul'tur na akumulyatsiyu radionuklidov ^{137}Cs i ^{90}Sr // Radiac. biologiya. Radioekologiya. 2007. V. 47. № 5. P. 625–636. (In Russian)]
56. Архипов Н.П., Егоров А.В., Клечковский В.М. К оценке размеров поступления ^{90}Sr из почвы в растение и его накопление в урожае // Докл. ВАСХНИЛ. 1969. № 1. С. 2–4. [Arhipov N.P., Egorov A.V., Klechkovskij V.M. K ocenke razmerov postupleniya ^{90}Sr iz pochvy v rastenie i ego nakoplenie v urozhae // Dokl. VASKHNIL. 1969. № 1. P. 2–4. (In Russian)]
57. Krouglov S.V., Filipas A.S., Alexakhin R.M., Arkhipov N.P. Long-term study on the transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl-contaminated soils to grain crops // J. Environ. Radioact. 1997. V. 34. № 3. P. 267–286.
58. Nisbet A.F., Woodman R.F., Haylock R.G.E. Recommended soil-to-plant transfer factors for radiocaesium and radiostrontium for use in arable systems. Chilton, Didcot, UK, NRPB, 1999. 31 p.
59. ICRU, 2001. Report 65: Quantities, Units and Terms in Radioecology // J. ICRU. 2001. V. 1. № 2.
60. Robertson D.A., Cataldo D.A., Napier B.A. et al. Literature Review and Assessment of Plant and Animal Transfer Factors Used in Performance Assessment Modeling. (NUREG/CR-6825), U.S. // Nuclear Regulatory Commission Office of Nuclear Regulatory Research. Washington, DC 20555-0001, 2003. 170 p.
61. Fredricksson L., Eriksson A. Plant uptake of fission on products // Lantbrukshogs annual. 1970. V. 36. 212 p.
62. Юдинцева Е.В., Гулякин И.В., Фоломкина З.М. Поступление в растения ^{90}Sr и ^{137}Cs в зависимости от сорбции их механическими фракциями почв // Агрохимия. 1970. № 2. С. 101–104. [Yudinцева E.V., Gulyakin I.V., Folomkina Z.M. Postuplenie v rasteniya ^{90}Sr i ^{137}Cs v zavisimosti ot sorbcii ih mekhanicheskimi fraktsiyami pochv // Agrohimiya. 1970. № 2. P. 101–104. (In Russian)]
63. IAEA (2009). Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA–TECDOC–1616. Vienna: IAEA, 2009. P. 123–138.
64. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнителей в почвах (физико-химические механизмы и моделирование): Автореф. дис. ... д-ра хим. наук. Ленинград, 1975. 33 с. [Prohorov V.M. Migratsiya radioaktivnyh zagryaznitelej v pochvah (fiziko-himicheskie mekhanizmy i modelirovanie): Avtoref. ... dis. kand. khim. nauk. Leningrad, 1975. 33 p. (In Russian)]
65. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнителей в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Энергоиздат, 1981. 98 с. [Prohorov V.M. Migratsiya radioaktivnyh zagryaznenij v pochvah. Fiziko-himicheskie mekhanizmy i modelirovanie / Pod red. R.M. Alexakhina. M.: Energoizdat, 1981. 98 p. (In Russian)]
66. Roca M.C., Vallejo V.R., Roig M. et al. Prediction of cesium-134 and strontium-85 crop uptake based on soil properties // J. Environ. Quality. 1997. V. 26. P. 1354–1362.
67. Сысоева А.А. Экспериментальное исследование и моделирование процессов, определяющих подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва–растение: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 2004. 29 с. [Sysoeva A.A. Eksperimental'noe issledovanie i modelirovanie processov, opredelyayushchih podvizhnost' ^{90}Sr i ^{137}Cs v sisteme pochva–rastenie: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Obninsk, 2004. 29 p. (In Russian)]
68. Рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства при радиоактивном загрязнении внешней среды / Под ред. В.М. Клечковского. М.: Изд-во “Колос”, 1973. 158 с. [Rekomendacii po vedeniyu sel'skogo i lesnogo hozyajstva pri radioaktivnom zagryaznenii vneshnej sredy / Pod red. V.M. Klechkovskogo. M.: Izd-vo “Kolos”. 1973. 158 p. (In Russian)]
69. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical Reports series № 472. Vienna: IAEA, 2010. 194 p.

Current State of Studies on ^{90}Sr Behavior in the Soil–Agricultural Plants System (Overview)

N. I. Sanzharova^a, I. V. Geshel^{a,*}, D. V. Krylenkin^a, and E.V. Gordienko^a

^a Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia

*E-mail: igeshel@yandex.ru

The necessity to study the mechanisms of ^{90}Sr behavior in ecosystems is conditioned by radioactive contamination of the environment due to global fallout as a result of nuclear weapon tests, as well as incidents and accidents at radiation hazardous facilities. The basic regularities of radionuclide behavior in soils and in the soil/agricultural plants system are described. The role of various factors influencing the radionuclide migration in ecosystems is assessed. The key indicators required for parameterization of the migration mathematical models used for predicting the radionuclide uptake by plants are presented.

Keywords: Agricultural ecosystems, crops, migration, radionuclide, sorption, fixation, accumulation