

УДК 541.15:539.163

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ДОСТУПНОСТЬ ^{137}Cs И ^{90}Sr В ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВАХ В ОТДАЛЕННЫЙ ПЕРИОД АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Н. Н. ЦЫБУЛЬКО¹⁾, Ю. В. ПУТЯТИН²⁾

¹⁾Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

²⁾Институт почвоведения и агрохимии Национальной академии наук Беларуси,
ул. Казинца, 90, 220108, г. Минск, Беларусь

Изучена биологическая доступность ^{137}Cs и ^{90}Sr в дерново-подзолистых автоморфных и полугидроморфных (глеватых) почвах разного гранулометрического состава (суглинистые, супесчаные, песчаные). Установлено, что за длительный послеварийный период произошла трансформация в почвах физико-химических форм ^{137}Cs и ^{90}Sr , наступило динамическое равновесие в их содержании. Соединения ^{137}Cs подверглись необменной фиксации, и содержание их в доступной для растений форме составляет в настоящее время незначительную долю – 5–15 %. Соединения ^{90}Sr , наоборот, находятся преимущественно в легкодоступных формах, составляющих в дерново-подзолистых почвах от 60 до 75 %, в среднем – 67 %. Коэффициенты перехода ^{137}Cs сократились в зависимости от гранулометрического состава почв в зерновые культуры в 3,0–6,7 раза, и клубни картофеля – в 5,0–7,5 раза. Параметры поступления ^{90}Sr в растения наиболее интенсивно снижались в первые 1–2 года после аварийных выпадений, что обусловлено в основном трансформацией его водорастворимых соединений в обменные формы, а за последние 30–36 лет практически не уменьшились. В связи с высокой подвижностью ^{90}Sr в почве коэффициенты перехода его в сельскохозяйственные культуры существенно выше по сравнению с ^{137}Cs – в зерновые культуры более чем на порядок, в картофель – в среднем в 5 раз. В настоящее время параметры биологической доступности ^{137}Cs и ^{90}Sr стабилизировались и не наблюдается их существенных изменений. Таким образом, исходя из современной ситуации и коэффициентов перехода этих радионуклидов из почвы в растения, можно заключить, что основные проблемы, связанные с получением нормативно чистой продукции растениеводства, могут возникать на почвах, загрязненных ^{90}Sr .

Ключевые слова: дерново-подзолистые почвы; гидроморфизм; гранулометрический состав; ^{137}Cs ; ^{90}Sr ; формы содержания; коэффициенты перехода.

BIOLOGICAL AVAILABILITY OF ^{137}CS AND ^{90}SR IN SODDY-PODZOLIC SOILS IN THE LONG PERIOD OF THE ACCIDENT AT THE CHERNOBYL NPP

M. M. TSYBULKA^a, Yu. V. PUTYATIN^a

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Dauhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus

^bInstitute for Soil Science and Agrochemistry, National Academy of Sciences of Belarus,
90 Kazinca Street, Minsk 220108, Belarus

Corresponding author: M. M. Tsybulka (nik.nik1966@tut.by)

Образец цитирования:

Цыбулько НН, Путятин ЮВ. Биологическая доступность ^{137}Cs и ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах в отдаленный период аварии на Чернобыльской АЭС. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология.* 2022;4:108–117. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-4-108-117>

For citation:

Tsybulka MM, Putyatin YuV. Biological availability of ^{137}Cs and ^{90}Sr in soddy-podzolic soils in the long period of the accident at the Chernobyl NPP. *Journal of the Belarusian State University. Ecology.* 2022;4:108–117. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-4-108-117>

Авторы:

Николай Николаевич Цыбулько – доктор сельскохозяйственных наук, профессор; начальник научно-исследовательского центра.

Юрий Викторович Путятин – доктор сельскохозяйственных наук, доцент; заведующий лабораторией мониторинга плодородия почв и экологии.

Authors:

Mikalai M. Tsybulka, doctor of science (agriculture), full professor; head of research center.

nik.nik1966@tut.by

Yury V. Putyatin, doctor of science (agriculture), docent; head of the laboratory of monitoring soil fertility and ecology.

put@tut.by

The content of ^{137}Cs and ^{90}Sr forms in soddy-podzolic automorphic and gleyic soils of different textures (loamy, sandy loamy, sandy) was studied. It has been established that over a long post-accident period, the physical and chemical forms of ^{137}Cs and ^{90}Sr have been transformed in soils, and a dynamic balance has come in their content. ^{137}Cs compounds have undergone non-exchange fixation, and their content in the form available to plants is currently an insignificant fraction – 5–15 %. ^{90}Sr compounds, on the contrary, are predominantly in easily accessible forms, which make up from 60 to 75 % in soddy-podzolic soils, 67 % on average. The transfer factor of ^{137}Cs , depending on the granulometric composition of soils, decreased on average in grain crops by 3.0–6.7 times, in potato tubers – by 5.0–7.5 times. The parameters of ^{90}Sr intake into plants decreased most intensively in the first 1–2 years after the accidental fallout, which was mainly due to the transformation of its water-soluble compounds into exchangeable forms, and over the past 30–36 years they have not practically decreased. Due to the high mobility of ^{90}Sr in the soil, the transfer factor into agricultural crops are significantly higher compared to ^{137}Cs – into grain crops by more than an order of magnitude, into potatoes – by an average of 5 times. Currently, the bioavailability parameters of ^{137}Cs and ^{90}Sr have stabilized and no significant changes are observed. Therefore, based on the current situation and the transfer coefficients of these radionuclides from soil to plants, it can be concluded that the main problems associated with obtaining standard clean crop products can occur on soils contaminated with ^{90}Sr .

Keywords: soddy-podzolic soils; hydromorphism; granulometric composition; ^{137}Cs ; ^{90}Sr ; content forms; transfer factor.

Введение

Система «почва – растение» – начальное звено экологического цикла и миграции радионуклидов по сельскохозяйственным и пищевым цепочкам. Подвижность и биогеохимический круговорот радиоактивных изотопов зависит от физико-химических характеристик радиоактивных выпадений и последующих процессов их трансформации, свойств почв, которые влияют на процессы поглощения и закрепления.

Биологическая доступность радионуклидов в значительной степени обусловлена состоянием и формами содержания их в почве. Радионуклиды в почве могут находиться в составе как жидкой, так и твердой фазы. В растворе радионуклид содержится в виде катиона, входит в состав комплексных соединений и коллоидных частиц, а в твердой фазе – в обменно-сорбированном состоянии, то есть в адсорбционно-десорбционном равновесии с жидкой фазой почвы. Радионуклиды могут также входить в состав нерастворимых соединений или выпавших топливных частиц или необратимо сорбироваться. Показателем распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами почвы является коэффициент распределения (K_D), представляющий отношение равновесной концентрации радионуклида в твердой фазе к его концентрации в растворе [1].

Растения потребляют из почвы подвижные формы радионуклидов в основном из почвенного раствора. Интенсивность перехода радионуклидов в растения зависит от содержания их и других элементов в почве, а распределение между твердой фазой почвы и почвенным раствором определяется процессами сорбции – десорбции, осаждения – растворения труднорастворимых соединений, коагуляции – пептизации коллоидных частиц.

По принятой классификации доступными (в разной степени) считаются три формы радионуклидов в почве: водорастворимая (извлекаемая дистиллированной водой), обменная и подвижная. Неподвижная (фиксированная) форма радионуклида считается недоступной для растений. В водную вытяжку переходят, как правило, растворимые комплексные соединения радионуклидов, находящиеся с компонентами почвы в нейтральной и (или) анионной форме, а также катионы, десорбирующиеся из почвы по механизму ионного обмена. В ацетатаммонийную вытяжку поступают в основном соединения, сорбированные в почвенно-поглощающем комплексе по механизму ионного обмена. Слабым раствором соляной кислоты извлекаются соединения, находящиеся в почве в необменном состоянии и не переходящие в почвенный раствор в обычных условиях. Сюда включаются соединения, входящие в состав топливных частиц и нерастворимых радионуклид-органических комплексов. Все эти формы считаются подвижными. Прочно-фиксированная форма недоступна для растений и включает радионуклиды, закрепленные в межпакетных пространствах кристаллической решетки глинистых минералов.

В аварийных выпадениях цезий находился в прочносвязанной форме в составе твердых топливных частиц. Значительная его часть являлась компонентом аэрозолей (конденсационных выпадений), что характерно для удаленных от реактора районов. На территории Беларуси это районы северной части Гомельской обл. и районы Могилевской обл., где отношение $^{137}\text{Cs}:^{90}\text{Sr}$ составляет 1:350, тогда как на юге Гомельской обл. – 1:10–20 [2].

Поверхностный контакт и перемешивание радиоактивных частиц с почвой привело к их трансформации – выщелачиванию из связанного состояния, сорбции почвенным поглощающим комплексом, оксидами металлов и минералами [3]. Установлено [4], что доступность ^{137}Cs в почвах 30-километровой зоны – в 1988–1989 гг. составляла в среднем 59, а за ее пределами – 74 % по сравнению с доступностью внесенного водорастворимого радионуклида. В первый послеаварийный период (1987–1988 гг.) содержание ^{137}Cs в водорастворимой форме в пахотных и целинных почвах было в 2–3 раза выше, чем обменных форм, а спустя 6–8 лет после аварии содержание обменных форм, по данным разных авторов, уменьшилось в 1,9–27,9 раза [5].

Поведение в почве и доступность растениям ^{137}Cs отличается тем, что он активно сорбируется (фиксируется) ее твердой фазой, особенно в первый период после поступления в почву. Ионнообменные сорбционные места для Cs^+ подразделяются на 3 основных типа по степени селективности: неселективные сорбционные центры (Regular Exchange Sites, RES), расположенные на поверхности твердой фазы почвы; сорбционные центры (Frayed Edge Sites, FES), которые расположены между слоями кристаллической решетки в области расширения их краев; и центры особо высокой селективности (High Affinity Sites, HAS) [6].

В результате физико-химических процессов происходит ионнообменное связывание ^{137}Cs и необменная сорбция твердой фазой почвы. Принято считать, что необменная фиксация ^{137}Cs обусловлена взаимодействием ионов цезия с кристаллической решеткой глинистых минералов. Поэтому важную роль играют минералогический и гранулометрический состав почв, структура глинистых минералов, форма и размеры частиц, содержание их в почвах [4].

Фиксация ^{137}Cs представляет собой процесс изменения форм связи его с почвой, зависящий от почвенно-метеорологических условий. Истинная фиксация или вхождение цезия в межпакетные пространства кристаллических решеток глинистых минералов и удержание в них составляет незначительную часть от всего сорбированного почвой ^{137}Cs [7].

Процессы фиксации ^{137}Cs протекают медленнее в органогенных почвах (торфяные и др.) по сравнению с минеральными (дерново-подзолистые, серые лесные и др.), так как органические молекулы, адсорбируясь на поверхности глинистых частиц, закрывают доступ радионуклиду, препятствуя процессу его сорбции на сорбционных центрах между краями кристаллической решетки (FES) и диффузии внутрь решетки [8].

Поведение в почве и доступность растениям ^{90}Sr отличается от ^{137}Cs . Если при сорбции ^{137}Cs решающую роль играет изоморфное замещение в кристаллической решетке глинистых минералов, то для ^{90}Sr – 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 ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Главным механизмом поглощения ^{90}Sr твердой фазой почвы является ионный обмен. Основная масса этого радионуклида выпала на почвенный покров в виде топливных частиц. Часть его вступила во взаимодействие с почвенным поглощающим комплексом и участвовала в процессах сорбции и комплексообразования с минеральными и органическими компонентами почвы. Нерастворимая фракция ^{90}Sr на начальном этапе не участвовала в обменных процессах с почвенным поглощающим комплексом, а водорастворимая – постепенно перешла в обменную форму. В настоящее время содержание доступных форм (преимущественно обменной формы) ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах достигает 70, в торфяно-болотных почвах – 50 %¹.

Цель исследования: изучить содержание различных форм ^{137}Cs и ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах разного гидроморфизма и гранулометрического состава в отдаленный период аварии на Чернобыльской АЭС.

Материалы и методы исследования

Объекты исследования – почвы пахотных, луговых и залежных земель, подверженные загрязнению ^{137}Cs и ^{90}Sr , включая дерново-подзолистые автоморфные супесчаные почвы на водно-ледниковых рыхлых супесях, сменяемых песками, с глубины 0,3 м и подстилаемых с глубины 0,7 м моренной супесью; дерново-подзолистые глееватые супесчаные почвы на водно-ледниковых рыхлых супесях, сменяемых песками, с глубины 0,3 м; дерново-подзолистые супесчаные почвы, подстилаемые с глубины 0,7 м моренным суглинком; дерново-подзолистые оглеенные внизу песчаные почвы на связном песке, подстилаемые с глубины 0,4 м рыхлым песком; дерново-подзолистые глееватые суглинистые почвы на маломощном суглинке, подстилаемые с глубины 0,5 м супесью.

Отбор проб почвы для анализа проводили согласно методике². Определение удельной активности ^{137}Cs (Бк/кг) в исследуемых почвенных пробах выполняли на γ -β-спектрометре МКС-АТ1315. Основная относительная погрешность измерений при доверительном интервале $P = 95\%$ не превышала 15–30%. Аппаратурная ошибка измерений не превышала 15%. Радиохимическое выделение ^{90}Sr проводили по МВИ. МН 1932-2003^{3,4} с радиометрическим окончанием на низкофоновом α -β-счетчике *Canberra-S5E* с погрешностью не более 20%. Формы ^{137}Cs в почве определяли методом последовательного экстрагирования по Ф. И. Павлоцкой. Подвижные и кислоторастворимые формы определяли последовательной обработкой почв дистиллированной H_2O (водорастворимая форма), 1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменная

¹ 35 лет после чернобыльской катастрофы: итоги и перспективы преодоления ее последствий: национальный доклад Республики Беларусь / Департамент по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС Министерства по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь. Минск: ИВЦ Минфина, 2020. 152 с.

² ГОСТ 28168-89. Почвы. Отбор проб. Введ. 01.04.90. Москва: Изд-во стандартов, 1989. 6 с.

³ СТБ 1059.98. Радиационный контроль. Подготовка проб для определения ^{90}Sr и ^{137}Cs . Введ. 01.07.1998. Минск: Белстандарт, 1998. 22 с.

⁴ МВИ. МН 1932-2003. Методика радиохимического определения удельной активности ^{90}Sr в почвах и растениях без разделения в системе «стронций – кальций». Минск, 2003.

и легкорастворимая форма), 1М НСl (подвижная форма) и 6М НСl (кислоторастворимая форма). Соотношение твердой и жидкой фаз составляло 1:5.

Результаты исследования и их обсуждение

Количественные параметры подвижности и биологической доступности радионуклидов оцениваются на основании двух показателей – содержания их доступных растениям соединений в почве и величине коэффициентов перехода в растения (K_n или TF – трансфер-фактор), представляющий отношение концентрации радионуклида в растении к плотности загрязнения почвы этим радионуклидом в расчете на единицу площади.

Биологическая доступность радионуклидов с течением времени меняется. За послеаварийный период наибольшей трансформации подверглись физико-химические формы ^{137}Cs . Выявлена тенденция снижения доли водорастворимых и обменных форм, доступных для растений, и увеличения доли фиксированных малодоступных форм.

Подвижность радионуклидов в почве определяется во многом такими генетическими свойствами почв, как степень гидроморфизма, гранулометрический состав. Исследования на дерново-подзолистых супесчаных автоморфной и глееватой почвах показали, что в водную вытяжку переходит 0,7–1,1 % ^{137}Cs от общего его содержания. Это, как правило, растворимые комплексные его соединения, находящиеся с компонентами почвы в нейтральной и (или) анионной форме, а также катионы ^{137}Cs , десорбирующиеся из почвы по механизму ионного обмена. В ацетат-аммонийную вытяжку поступает 4,9–5,1 % ^{137}Cs , представляющие в основном соединения, сорбированные в почвенно-поглощающем комплексе по механизму ионного обмена. Слабым раствором соляной кислоты извлекалось 3,5–4,7 % от общего содержания ^{137}Cs . Это соединения, которые находятся в почве в необменном состоянии и не переходят в почвенный раствор в обычных условиях. Сюда включаются также соединения, входящие в состав топливных частиц и нерастворимых радионуклид-органических комплексов. Все эти формы принято считать подвижными. В целом содержание доступных форм (водорастворимая, обменная, подвижная) ^{137}Cs составляло в среднем 9–11, недоступных форм (фиксированная) – 89–91 % (табл. 1).

Между автоморфной и глееватой почвами различия по содержанию форм ^{137}Cs отмечались только по водорастворимой и подвижной формам. Автоморфная почва характеризовалась более высоким содержанием водорастворимой и меньшим – подвижной формы. Водорастворимая, обменная и подвижная формы ^{137}Cs доступные растениям.

Таблица 1

Содержание форм ^{137}Cs в дерново-подзолистых супесчаных почвах разного гидроморфизма (в % от общей концентрации)

Table 1

Content of ^{137}Cs forms in sod-podzolic sandy loam soils of various hydromorphisms (in % of total concentration)

Почва по степени гидроморфизма	Загрязнение почв ^{137}Cs	Доступные формы			Недоступная (фиксированная) форма
		водорастворимая	обменная	подвижная	
Пахотные земли					
Автоморфная	*1750,6/525	1,1	4,9	3,5	90,5
Глееватая	1581,0/474	0,7	5,1	4,7	89,5
Залежные земли					
Автоморфная	2211,6/840	1,6	8,3	4,9	85,2
Автоморфная	3475,0/992	1,5	11,4	6,1	81,0

*Примечание. Над чертой – удельная активность ^{137}Cs в почве, Бк/кг, под чертой – плотность загрязнения ^{137}Cs , кБк/м²

На выведенных из сельскохозяйственного пользования после чернобыльской катастрофы необрабатываемых землях также установлено, что основной удельный вес ^{137}Cs представлен прочно фиксированными соединениями, занимающими 81,0–85,2 % от общего его содержания, а доступные растениям формы занимают 14,8–19 % [9].

Практический интерес представляют водорастворимая и обменная формы, поскольку они в первую очередь поглощаются растениями и определяют загрязнение продукции. Как показали исследования, в составе доступных растениям соединений наибольшую долю занимают обменные формы ^{137}Cs (4,9–5,1 %), несколько меньше – подвижные (3,5–4,7 %) и очень незначительную – водорастворимые формы (0,7–1,1 %). На необрабатываемых землях отмечено более высокое процентное содержание по сравнению с пахотными землями обменных форм ^{137}Cs , содержащихся в почвенном поглощающем комплексе (ППК), которое составляет 8,3–11,4 %. Это обусловлено меньшей необменной фиксацией радионуклида.

Основная масса ^{90}Sr выпала на почвенный покров в виде топливных частиц. Часть его вступила во взаимодействие с ППК и участвовала в процессах сорбции и комплексообразования с минеральными и органическими компонентами почвы. Нерастворимая его фракция на начальном этапе не участвовала в обменных процессах с ППК, а водорастворимая – постепенно перешла в обменную форму. Преобладающим механизмом поглощения ^{90}Sr твердой фазой почвы является ионный обмен, аналогично адсорбции стабильного Sr и Ca, а его сорбция зависит от концентрации в почве других катионов. Установлен следующий ряд влияния конкурирующих катионов на сорбцию ^{90}Sr твердой фазой почвы: $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^{+} > \text{NH}_4^{+} > \text{Na}^{+}$ [13].

В исследованиях на дерново-подзолистых супесчаных почвах с плотностью загрязнения ^{90}Sr 74–93 кБк/м² установлено, что в водную вытяжку переходит 0,9–1,7 % ^{90}Sr от общего его содержания, в обменной форме находится 52,0–60,2 %, подвижной – 30,6–33,7 и неподвижной – 5,2–15,7 %. В целом от 84 до 95 % радионуклида находилось в доступных для растений формах (табл. 2).

Таблица 2

Содержание форм ^{90}Sr в дерново-подзолистых супесчаных почвах (в % от общей концентрации)

Table 2

Content of ^{90}Sr forms in sod-podzolic sandy loam soils (in% of total concentration)

Загрязнение почвы ^{90}Sr	Доступные формы			Недоступная форма
	водорастворимая	обменная	подвижная	
155,0/74	1,7	52,0	30,6	15,7
253,7/93	0,9	60,2	33,7	5,2

*Примечание. Над чертой – удельная активность ^{90}Sr в почве, Бк/кг, под чертой – плотность загрязнения ^{90}Sr , кБк/м².

Изучено влияние гранулометрического состава почв на содержание в них разных форм ^{137}Cs . Исследования проводили с образцами дерново-подзолистых суглинистой, супесчаной и песчаной почв, отобранных на пахотных землях в Наровлянском и Хойникском районах Гомельской обл. Для оценки прочности связи ^{137}Cs с почвой определяли содержание различных форм методом последовательного экстрагирования (табл. 3).

Таблица 3

Содержание форм ^{137}Cs в пахотном горизонте (0–20 см) дерново-подзолистых почв разного гранулометрического состава

Table 3

The content of forms ^{137}Cs in the arable horizon (0–20 cm) of sod-podzolic soils of different granulometric composition

Вытяжки, форма радионуклида	Удельная активность, Бк/кг	Погрешность измерения, %	Доля от валового содержания, %
Дерново-подзолистая оглеенная внизу песчаная почва на связанном песке, подстилаемая с глубины 0,4 м рыхлым песком (Наровлянский р-н, Гомельская обл.)			
Водная вытяжка (водорастворимая форма)	0,7	±30	0,1
1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменная форма)	119	±7	10,8
1 М HCl (подвижная форма)	140	±6	12,7
6 М HCl (кислоторастворимая форма)	820	±6	74,5
Остаточная форма	21,2	±7	1,9
Дерново-подзолистая супесчаная почва, подстилаемая с глубины 0,7 м моренным суглинком (Хойникский р-н, Гомельская обл.)			
Водная вытяжка (водорастворимая форма)	0,4	±30	0,1
1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменная форма)	23,6	±7	5,0
1 М HCl (подвижная форма)	25,8	±7	5,5
6 М HCl (кислоторастворимая форма)	408	±6	87,4
Остаточная форма	9,5	±8	2,0
Дерново-подзолистая глееватая суглинистая на маломощном суглинке почва, подстилаемая с глубины 0,5 м супесью (Хойникский р-н, Гомельская обл.)			
Водная вытяжка (водорастворимая форма)	11	±8	0,4
1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменная форма)	109	±6	3,5
1 М HCl (подвижная форма)	228	±6	7,4
6 М HCl (кислоторастворимая форма)	2620	±6	85,3
Остаточная форма	104	±7	3,4

Установлено, что в исследуемых почвах ^{137}Cs находится в разных формах и соотношениях. Количественное распределение его по формам нахождения зависит от гранулометрического состава почвы. Основная доля радионуклида находится в прочно связанной форме, вероятнее всего, в кристаллической решетке глинистых минералов. Доля легкодоступных для растений форм (водорастворимая + обменная) составляет в дерново-подзолистой песчаной почве 10,9 %, в супесчаной почве – 5,1 и в суглинистой почве 3,9 % от валового содержания его в почве.

В дерново-подзолистой суглинистой и супесчаной почвах прочносвязанные, недоступные растениям формы радионуклида, составили соответственно 88,7 и 89,4 %, в песчаной почве несколько меньше – 76,4 %. Это обусловлено более высоким содержанием глинистых минералов в почвах суглинистого ряда. В настоящее время прочная необменная фиксация ^{137}Cs минеральными почвами определяет низкие коэффициенты перехода его в продукцию растениеводства.

Изучено влияние гранулометрического состава почв на содержание в них разных форм ^{90}Sr . Исследования проводили с образцами дерново-подзолистых легкосуглинистой, супесчаной и песчаной почв, отобранных на пахотных землях в Наровлянском и Хойникском р-нах Гомельской обл.

Как отмечалось, ^{90}Sr поглощается глинистыми минералами по механизму ионного обмена в межслоевом пространстве, постепенно замещая обменные катионы (Ca^{2+} , Mg^{2+}), до момента установления равновесия. Поэтому в отличие от ^{137}Cs , среди подвижных форм ^{90}Sr в исследуемых почвах преобладали обменные и легкорастворимые формы. Удельный вес доступных растениям форм радионуклида (водорастворимая + обменная + подвижная) составил в дерново-подзолистой песчаной почве 87,4 %, в супесчаной почве – 81,2, в суглинистой почве – 92,0 % от валового его содержания. Удельный вес легкодоступных форм (водорастворимая + обменная) составил 67,2, 59,6 и 75,5 % соответственно (табл. 4).

Таблица 4

Содержание форм ^{90}Sr в пахотном горизонте (0–20 см) дерново-подзолистых почв разного гранулометрического состава

Table 4

The content of forms ^{90}Sr in the arable horizon (0–20 cm) of sod-podzolic soils of different granulometric composition

Вытяжки, форма радионуклида	Удельная активность, Бк/кг	Погрешность измерения, %	Доля от валового содержания, %
Дерново-подзолистая оглеенная внизу песчаная почва на связном песке, подстилаемая с глубины 0,4 м рыхлым песком (Наровлянский р-н, Гомельская обл.)			
Водная вытяжка (водорастворимая форма)	8,8	± 30	10,4
1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменная форма)	48,2	± 18	56,8
1 М HCl (подвижная форма)	17,1	± 30	20,1
6 М HCl (кислоторастворимая форма)	8,7	± 30	10,2
Остаточная форма	2,1	± 30	2,5
Дерново-подзолистая супесчаная почва, подстилаемая с глубины 0,7 м моренным суглинком (Хойникский р-н, Гомельская обл.)			
Водная вытяжка (водорастворимая форма)	7,4	± 30	15,9
1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменная форма)	20,4	± 26	43,7
1 М HCl (подвижная форма)	10,1	± 41	21,6
6 М HCl (кислоторастворимая форма)	7,8	± 40	16,6
Остаточная форма	1,1	± 40	2,2
Дерново-подзолистая глееватая суглинистая на маломощном суглинке почва, подстилаемая с глубины 0,5 м супесью (Хойникский р-н, Гомельская обл.)			
Водная вытяжка (водорастворимая форма)	9	± 35	9,1
1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменная форма)	65,3	± 17	66,4
1 М HCl (подвижная форма)	16,2	± 35	16,5
6 М HCl (кислоторастворимая форма)	4,1	± 40	4,2
Остаточная форма	3,7	± 47	3,8

Проведен сравнительный анализ коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr (K_n), которые были приняты в качестве нормативов для прогноза загрязнения растениеводческой продукции в рекомендациях по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель [10]. Анализировали зерновые культуры (озимая пшеница, озимая рожь, ячмень, овес) и картофель. Принимали усредненные значения K_n за 5, 10, 25 и 35-летний период после аварии при среднем содержании K_2O в дерново-подзолистых почвах 141–200 мг/кг почвы и слабокислой реакции среды с $\text{pH}_{\text{KCl}} - 5,51-6,0$.

Установлено, что за послеаварийный период произошло существенное снижение параметров миграции ^{137}Cs в системе «почва–растение». В начальный период (1987–1990 гг.) переход ^{137}Cs в зерновые культуры на почвах разного гранулометрического состава колебался от 0,05–0,15 на суглинистых почвах до 0,20–0,40 – на супесчаных и песчаных почвах. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в клубни картофеля изменялись от 0,15 на суглинистых почвах до 0,3 – на легких песчаных и супесчаных почвах (рис. 1, 2).

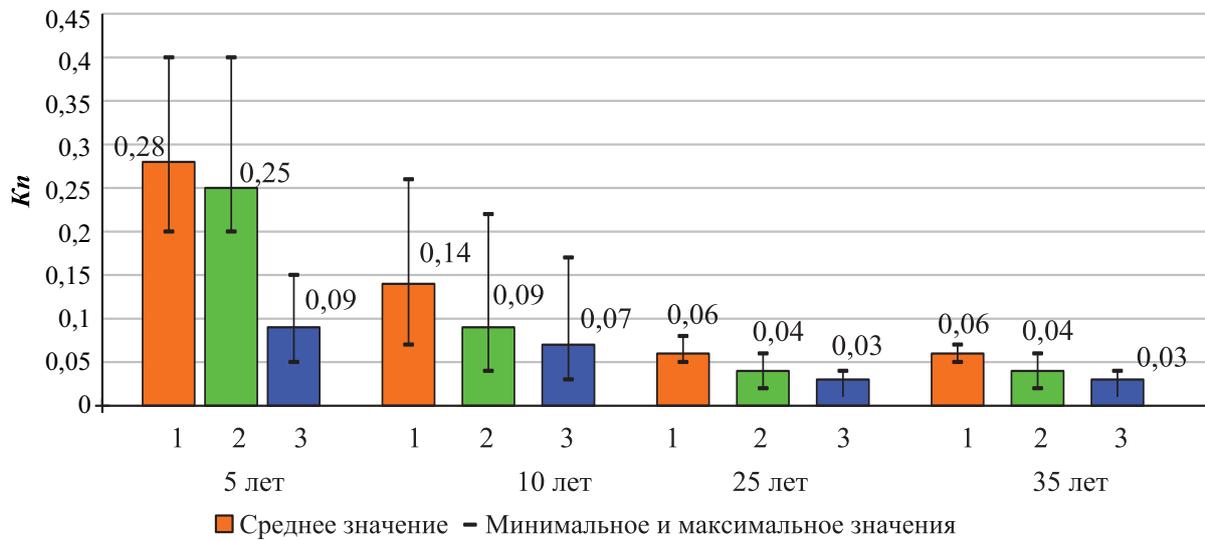


Рис. 1. Динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs (Бк/кг: kBq/m²) из дерново-подзолистых почв разного гранулометрического состава в зерновые культуры: 1 – песчаная почва, 2 – супесчаная почва, 3 – суглинистая почва

Fig. 1. Dynamics of ^{137}Cs transfer coefficients (Bq/kg: kBq/m²) from soddy-podzolic soils of different granulometric composition to grain crops: 1 – sandy soil, 2 – sandy loamy soil, 3 – loamy soil

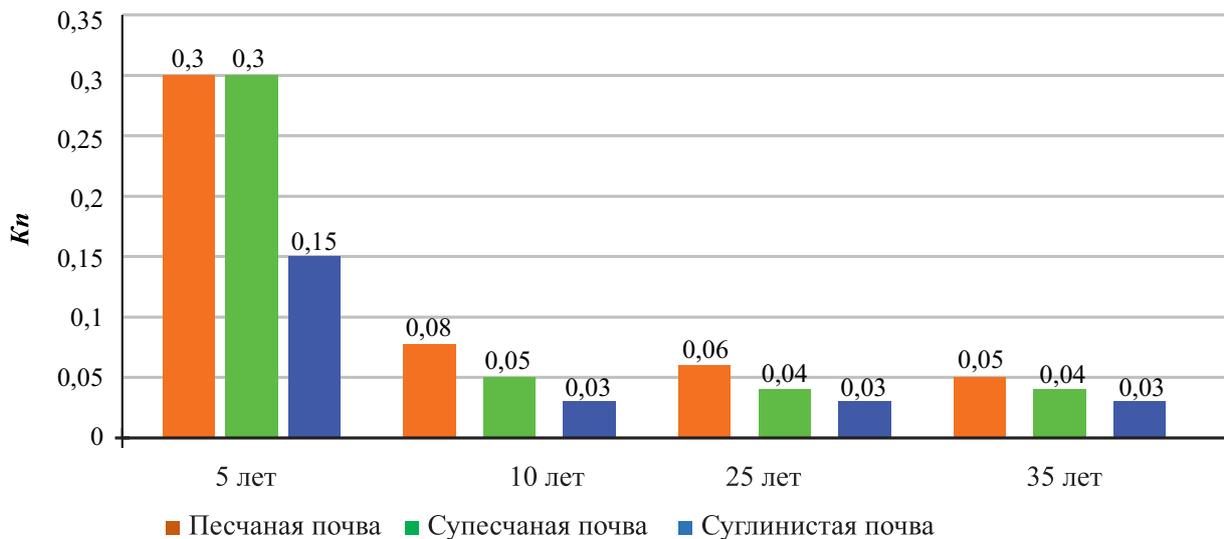


Рис. 2. Динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs (Бк/кг: kBq/m²) из дерново-подзолистых почв разного гранулометрического состава в клубни картофеля

Fig. 2. Dynamics of conversion coefficients of ^{137}Cs (Bq/kg: kBq/m²) from soddy-podzolic soils of different granulometric composition to potato tubers

С течением времени по мере физико-химической трансформации ^{137}Cs в почве и уменьшения доли водорастворимых и обменных форм, доступных для растений, произошло существенное снижение коэффициентов перехода его в продукцию сельскохозяйственных культур. Спустя 10 лет после радиоактивных выпадений параметры поступления ^{137}Cs в зерновые культуры сократились в 2–3 раза на песчаных и супесчаных почвах и в 1,2–1,3 раза – на суглинистых почвах, в картофель – в 2 на песчаных почвах и в 5–6 раз – на супесчаных и суглинистых почвах, а через 25 лет – в 4,7–6,2 и 3,0–3,2 раза соответственно.

В настоящее время наступило динамическое равновесие биологической доступности ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах и коэффициенты перехода его в растения практически стабилизировались и изменяются незначительно.

В первый послеварийный период коэффициенты перехода ^{90}Sr в зерновые культуры из дерново-подзолистых почв колебались в зависимости от их гранулометрического состава в среднем от 1,80 до 3,25. В последующем наблюдалось их снижение в среднем в 2,5–2,7 раза на легких песчаных и супесчаных почвах и в 1,7 раза – на суглинистых почвах (рис. 3).

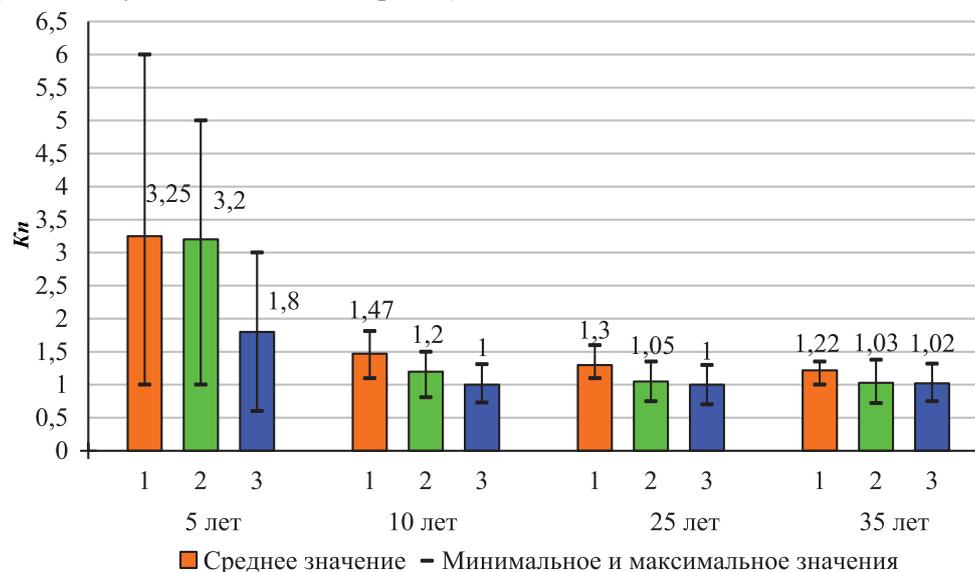


Рис. 3. Динамика коэффициентов перехода ^{90}Sr (Бк/кг: кБк/м²) из дерново-подзолистых почв разного гранулометрического состава в зерновые культуры: 1 – песчаная почва, 2 – супесчаная почва, 3 – суглинистая почва

Fig. 3. Dynamics of ^{90}Sr transfer coefficients (Bq/kg: kBq/m²) from soddy-podzolic soils of different granulometric composition to grain crops: 1 – sandy soil, 2 – sandy loamy soil, 3 – loamy soil

В настоящее время при оптимальных параметрах плодородия дерново-подзолистых почв коэффициенты перехода ^{90}Sr в зерновые культуры колеблются в пределах 0,72–1,32 на суглинистых почвах и 0,75–1,38 – на супесчаных и песчаных почвах. Следует отметить, что они на 2,5 порядка выше, чем коэффициенты перехода ^{137}Cs в зерновые культуры, что осложняет получение растениеводческой продукции в пределах допустимых уровней.

В начальный период после аварии высоким накоплением ^{90}Sr отличался картофель. Коэффициенты перехода составляли от 1,7 на суглинистых почвах до 3,0 – на песчаных почвах. В дальнейшем произошло существенное их снижение – в 8,5–9,0 раз (рис. 4).

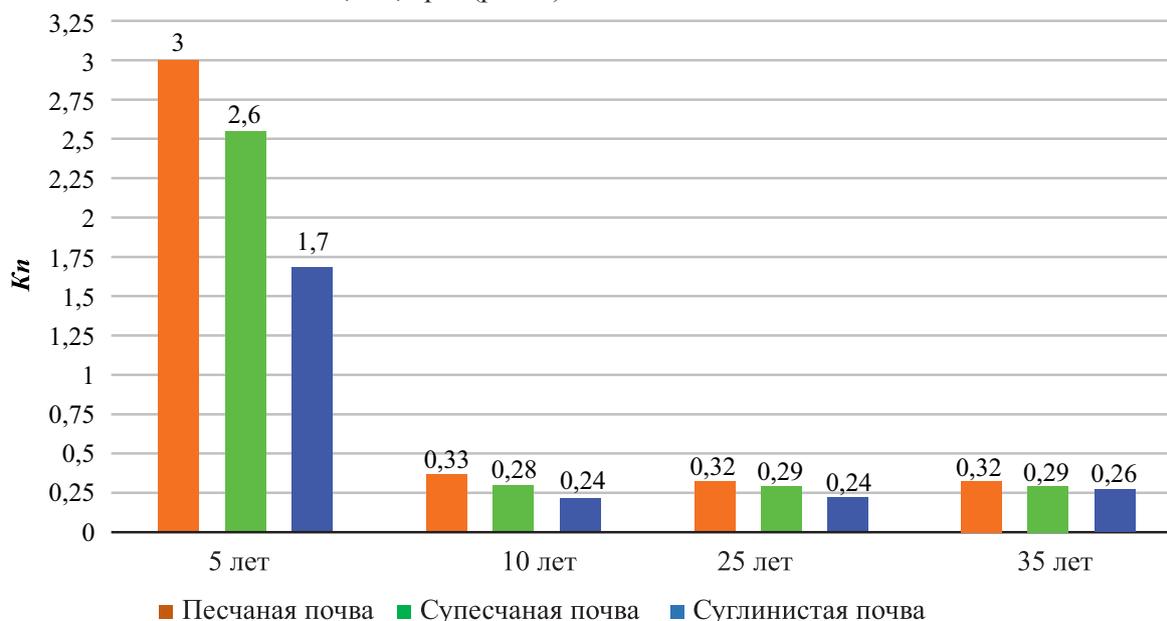


Рис. 4. Динамика коэффициентов перехода ^{90}Sr (Бк/кг: кБк/м²) из дерново-подзолистых почв разного гранулометрического состава в клубни картофеля

Fig. 4. Dynamics of conversion coefficients of ^{90}Sr (Bq/kg: kBq/m²) from soddy-podzolic soils of different granulometric composition to potato tubers

В настоящее время коэффициенты перехода составляют 0,26–0,32 и несущественно изменяются в зависимости от гранулометрического состава почв. В большей степени они зависят от степени кислотности почвы (pH_{KCl}). Следует также отметить, коэффициент перехода ^{90}Sr в клубни картофеля значительно (в 5 раз) выше по сравнению с ^{137}Cs .

Заключение

За длительный послеаварийный период произошла трансформация в почвах физико-химических форм ^{137}Cs и ^{90}Sr , наступило динамическое равновесие в их содержании. Соединения ^{137}Cs подверглись необменной фиксации, и содержание их в доступной для растений форме составляет незначительную долю – 5–15 %. Однако соединения ^{90}Sr находятся преимущественно в легкодоступных формах, составляющих в дерново-подзолистых почвах от 60 до 75 %, в среднем – 67 %.

За 35-летний период после аварии на Чернобыльской АЭС произошло существенное снижение биологической доступности и интенсивности миграции ^{137}Cs в системе «почва – растение» вследствие необменной фиксации и уменьшения водорастворимых и обменных форм в почве. Коэффициенты перехода его сократились на дерново-подзолистых почвах в зависимости от их гранулометрического состава в среднем в зерновые культуры в 3,0–6,7 раза, в клубни картофеля – в 5,0–7,5 раза. Параметры поступления ^{90}Sr в растения наиболее интенсивно снижались в первые 1–2 года после аварийных выпадений, что обусловлено в основном трансформацией его водорастворимых соединений в обменные формы. При этом за последние 30–35 лет они практически не уменьшились, а в некоторых случаях даже возросли. В связи с высокой подвижностью ^{90}Sr в почве (50 % и более находится в обменной форме) коэффициенты перехода его в сельскохозяйственные культуры существенно выше по сравнению с ^{137}Cs – в зерновые культуры более чем на порядок, в картофель – в среднем в 5 раз. В настоящее время параметры биологической доступности ^{137}Cs и ^{90}Sr стабилизировались и не наблюдается их существенных изменений. Поэтому, исходя из современной ситуации и коэффициентов перехода этих радионуклидов из почвы в растения, можно заключить, что основные проблемы, связанные с получением нормативно чистой продукции растениеводства, могут возникать на почвах, загрязненных ^{90}Sr .

Библиографические ссылки

1. Алексахин РМ. Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации. *Почвоведение*. 2009;12:1487–1498.
2. Голиков ЮН. Радиоактивная загрязненность и радиационная обстановка ландшафтных комплексов Гомельской и Могилевской областей. В: *Тезисы докладов республиканской научно-практической конференции по радиобиологии и радиозологии*. Минск: [б. и.]; 1990. с. 74.
3. Фесенко СВ. Оценка периодов полуснижения содержания ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почв луговых экосистем. *Радиационная биология. Радиозология*. 1997;37(2):267–280.
4. Бондарь ПФ. Оценка относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической доступности его в почвах на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению. *Агрохимия*. 1992;2:102–110.
5. Гребенщикова НВ. Динамика биологической доступности ^{137}Cs и ^{90}Sr в луговых экосистемах Белорусского Полесья. В: *Итоги научных исследований в области радиозологии. Сборник научных трудов*. Гомель: [б. и.]; 1996. с. 34.
6. Cremers A, et al. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature*. 1988;335(6187):247–249.
7. Шагалова ЭД. Сорбция микроколичеств цезия некоторыми почвами Белоруссии. *Почвоведение*. 1982;11:26.
8. Absalom JP, Grout NMJ, Young SD. Modeling radiocaesium fixation in upland organic soils of northwest England. *Environmental Science & Technology*. 1996;30:2735–2741.
9. Алексахин РМ и др. *Сельскохозяйственная радиозология*. Москва: Экология; 1992. 400 с.
10. Цыбулько НН. *Почвенно-агрохимические основы адаптивного использования загрязненных радионуклидами земель*. Минск: ИВЦ Минфина; 2022. 290 с.

References

1. Aleksakhin RM. *Radioaktivnoe zagryaznenie pochv kak tip ikh degradatsii* [Radioactive contamination of soils as a type of their degradation]. *Soil science*. 2009;12:1487–1498. Russian.
2. Golikov YuN, Datskevich PI, Dolgov VM. *Radioaktivnaya zagryaznennost' i radiatsionnaya obstanovka landshaftnykh kompleksov Gmel'skoi i Mogilevskoi oblastei* [Radioactive contamination and radiation environment of landscape complexes in the Gomel and Mogilev regions]. In: *Proceedings. report rep. scientific-practical conference in radiobiology and radioecology*. Minsk: [publisher unknown]; 1990. p. 74. Russian.
3. Fesenko SV, Spiridonov NI, Sanzharova NI. *Otsenka periodov polusnizheniya sodержaniya ^{137}Cs v korneobitaemom sloe pochv lugovykh ekosistem* [Estimation of periods of half-reduction of ^{137}Cs content in the root layer of soils of meadow ecosystems]. *Radiation biology. Radioecology*. 1997;37(2):267–280. Russian.
4. Bondar PF, YuA, Ivanov AG. *Ozornov Otsenka otositel'noi biologicheskoi dostupnosti tseziya-137 v vypadeniyakh i obshchei biologicheskoi dostupnosti ego v pochvakh na territorii, podvergsheysya radioaktivnomu zagryazneniyu* [Assessment of the relative bioavailability of cesium-137 in fallout and its total bioavailability in soils in the territory subjected to radioactive contamination]. *Agrochemistry*. 1992;2:102–110. Russian.

5. Grebenshchikova NV, Podolyak AG. *Dinamika biologicheskoi dostupnosti ^{137}Cs i ^{90}Sr v lugovykh ekosistemakh Belorusskogo Poles'ya* [Dynamics of bioavailability of ^{137}Cs and ^{90}Sr in meadow ecosystems of Belarusian Polissya]. In: *Results of scientific research in the field of radioecology*. Gomel: [publisher unknown]; 1996. p. 34. Russian.
6. Cremers A, et al. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature*. 1988;335(6187):247–249.
7. Shagalova ED. *Sorbtsiya mikrokolichestv tseziya nekotorymi pochvami Belorussii* [Sorption of microquantities of cesium by some soils of Belarus]. *Soil Science*. 1982;11:26. Russian.
8. Absalom JP, Grout NMJ, Young SD. Modeling radiocaesium fixation in upland organic soils of northwest England. *Environmental Science & Technology*. 1996;30:2735–2741.
9. Aleksakhin RM, et al. *Sel'skokhozyaistvennaya radioekologiya* [Agricultural radioecology]. Moscow: Ecology; 1992. 400 p. Russian.
10. Tsybulka NN. *Pochvenno-agrokhimicheskie osnovy adaptivnogo ispol'zovaniya zagryaznennykh radionuklidami zemel* [Soil-agrochemical bases of adaptive use of lands contaminated with radionuclides]. Minsk: Information Center of the Ministry of Finance; 2022. 290 p. Russian.

Статья поступила в редакцию 14.10.2022.
Received by editorial board 14.10.2022.