

УДК 631.438.2

*И. М. БОГДЕВИЧ, С. В. ТАРАСЮК, И. И. НОВИКОВА, В. А. ДОВНАР,  
И. Н. КАРПОВИЧ, Е. С. ТРЕТЬЯКОВ*

**ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ  $^{137}\text{Cs}$  И  $^{90}\text{Sr}$   
В ПОЧВАХ ЗЕМЕЛЬ ЗАПАСА И ДОСТУПНОСТЬ ИХ РАСТЕНИЯМ**

*<sup>1</sup>Институт почвоведения и агрохимии, Минск, Республика Беларусь,*

*e-mail: brissa@mail.ru*

*(Поступила в редакцию 13.02.2013)*

Исследования миграции радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах сельскохозяйственных земель имеют важное теоретическое и практическое значение. Параметры вертикальной миграции радионуклидов по профилю почв являются информационной основой для прогноза их накопления в сельскохозяйственной продукции. Исследования миграции радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах сельскохозяйственных земель были начаты задолго до Чернобыльской аварии [1–4]. Эта информация потребовалась в процессе изучения глобальных выпадений после многолетних испытаний ядерного оружия, а также после Южноуральской и Чернобыльской аварий [5–8].

Интенсивность вертикальной миграции радионуклидов может изменяться под влиянием многих факторов, таких как режим увлажнения, гранулометрический и минералогический состав, состояние почвенно-поглощающего комплекса, обработка почвы. Для повышения достоверности прогноза доступности и накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в сельскохозяйственных культурах важное практическое значение имеет наблюдение за распределением радионуклидов по профилю разных типов почв, режима увлажнения и гранулометрического состава.

Радиационный мониторинг сельскохозяйственных земель проводится в Институте почвоведения и агрохимии с 1986 г. на территории Гомельской и Могилевской областей [9–12]. Исследования миграции радионуклидов проводились также в Белорусском государственном университете [13], в Гидрометеослужбе Беларуси [14] и в Институте радиологии [15–17].

Цель настоящей работы – исследование миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в системе «почва – растения» для прогноза самоочищения почв необрабатываемых земель на основе обобщения материалов наблюдений за послеварийный период. Анализ данной информации необходим для оценки роли этого процесса в изменении доступности радионуклидов растениям в отдаленный период аварии на Чернобыльской АЭС.

**Объекты и методы исследований.** Мониторинг периодически проводится на 19 постоянных пунктах наблюдений (далее – ППН). Для данного обобщения использованы результаты наблюдений на 11 ППН, расположенных на необрабатываемых землях запаса, выведенных из пользования в мае 1986 года (табл. 1). На каждом пункте наблюдения ежегодно, а с 1992 г. периодически, через 4–5 лет закладывали почвенный профиль глубиной до 0,6 м. На каждом из профилей проведен отбор проб почвы с ненарушенным строением в стальные цилиндры Копецкого по глубине через каждые 5 см. Кроме образцов почв по глубине профиля на каждом пункте постоянного наблюдения отобран смешанный образец почвы из 30 уколов буром по двум диагоналям квадрата длиной (10 × 10 м). На каждом ППН проведены измерения мощности дозы гамма-излучения на поверхности почвы и высоте 1 м от поверхности. Измерения проведены дозиметром-радиометром МКС–АТ 6130 в трехкратной повторности. Отобраны смешанные образцы травостоя. Для установления зависимости перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в травостой многолетних бобово-

Таблица 1. Почвы постоянных пунктов наблюдений (ППН), расположенных на радиационно опасных землях запаса

№ ППН	Административная привязка	Название почв
6М	Краснопольский район, д. Мхиничи	Дерново-подзолистая, на связном песке, переходящем с глубины 0,5 м в рыхлый песок
12Г	Наровлянский район, д. Тешков	Дерново-подзолистая, оглеенная внизу на связном песке, переходящем с глубины 0,4 м в рыхлый песок
1М	Славгородский район, д. Куликовка	Дерново-подзолистая, на рыхлой супеси, подстилаемой с глубины 0,4 м рыхлым песком
4М	Чериковский район, д. Малиновка	Дерново-подзолистая, оглеенная внизу, на связной супеси, подстилаемой с глубины 1 м моренным суглинком
1Г	Брагинский район, д. Острогляды	Дерново-подзолистая, глееватая, на супеси связной, подстилаемой с глубины 0,5 м суглинком
5Г	Хойникский район, д. Бабчин	Дерново-глееватая, на легком суглинке, подстилаемом с глубины 0,5 м супесью
3Г	Брагинский район, д. Бокуны	Дерново-глеевая, на легких пылеватых суглинках
15Г	Хойникский район, «Оревичи»	Пойменная, дерново-глеевая, на связном песке, сменяемом с глубины 0,6 м рыхлым песком
6Г	Хойникский район, урочище Майдан	Дерново-глеевая, песчаная
8Г	Хойникский район, д. Глинище	Торфяная, на маломощном тростниково-осоковом торфе, подстилаемом с глубины 0,8 м песком, осушенная
2М	Славгородский район, д. Куликовка	Торфяная, на среднемощном осоково-тростниковом торфе (неосушенная)

злаковых травосмесей от агрохимических свойств торфяных почв проведен отбор сопряженных почвенных и растительных образцов в производственных посевах методом закладки 50–70 пробных площадок размером 1 м<sup>2</sup> в 2008–2010 гг. в Брагинском районе Гомельской области на осушенной торфяной почве низинного типа, подстилаемой с глубины 0,8 м песком. Почвенные образцы отобраны методом конверта, т. е. один смешанный образец состоит из 5 индивидуальных проб, взятых на глубину пахотного горизонта с площади 1 м<sup>2</sup> с помощью почвенного бура. С этой же площадки учтена продуктивность травостоя и взята проба для анализа.

Все образцы почв и растений высушены до воздушно-сухого состояния. Проведены спектрометрические определения активности <sup>137</sup>Cs и радиохимические определения концентрации <sup>90</sup>Sr. Для определения форм нахождения радионуклидов в почвах использовали метод последовательных вытяжек (H<sub>2</sub>O, 1 М CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>, 1 М HCl, 6 М HCl). В смешанных образцах почв определены агрохимические свойства, влияющие на интенсивность перехода радионуклидов <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr из почвы в травостой многолетних трав. Агрохимические свойства почв – общепринятыми методами.

Измерения удельной активности <sup>137</sup>Cs в растительных и почвенных образцах проводили в соответствии с методами испытаний МИ 2143–91 «Государственная система обеспечения единства измерений. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре». Для измерений использовали гамма-спектрометр CANBERRA M151 с германиевым детектором GC4019 и разрешением на линии 1332 кэВ – 1,79 и гамма-бета спектрометр МКС–АТ–1315. Удельную активность <sup>90</sup>Sr определяли радиохимическим методом по стандартной методике ЦИНАО с радиометрическим окончанием на гамма-бета спектрометре «Прогресс БГ».

Агрохимические свойства верхнего горизонта почв представлены в табл. 2. Почвы залежных земель характеризуются большим разнообразием степени кислотности и содержания элементов минерального питания растений. Дерново-подзолистые почвы имеют преимущественно сильнокислую реакцию, и только в одном случае (12Г) наблюдается слабокислая реакция pH 5,45.

Дерново-глееватые и дерново-глеевые почвы характеризуются близкой к нейтральной или слабощелочной реакцией и повышенным содержанием обменных форм кальция за счет подпитки жесткими грунтовыми водами. Осушенная торфяная почва (8 Г) отличается благоприятной слабокислой реакцией и повышенным содержанием подвижных фосфатов, а неосушенная тор-

Таблица 2. Агрохимические свойства верхнего 0–20 см горизонта исследуемых почв и плотность загрязнения радионуклидами

№ ППН	рН	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Ca	Mg	Гумус, %	Плотность, кБк/м <sup>2</sup>	
							<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
6М	4,40	30	39	127	34	0,82	3526	49
12Г	5,45	52	97	734	151	1,56	777	60
1М	4,94	93	36	439	93	1,36	2338	26
4М	4,45	20	35	286	45	1,22	2653	40
1Г	4,44	104	176	891	80	2,47	1735	98
5Г	6,07	28	63	1317	71	2,58	582	113
3Г	7,59	23	228	2499	171	5,91	507	72
15Г	6,50	78	285	958	61	3,40	831	432
6Г	6,32	74	35	871	55	2,48	955	240
8Г	5,60	592	310	1393	157	торф	211	111
2М	3,79	223	228	1080	189	торф	1594	61

фная почва остается сильнокислой и бедной фосфором и калием. Содержание подвижных фосфатов в минеральных почвах различается в 5 раз – от 20 до 104 мг P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> на кг почвы. Еще больше различия в содержании подвижных форм калия – от 35 до 285 мг K<sub>2</sub>O на кг почвы. Дерново-подзолистые почвы отличаются низким содержанием гумуса – 0,82–1,56 %. На дерново-болотных почвах накапливается больше органических веществ, здесь содержание гумуса находится в пределах 2,48–5,91 %. Разнообразие агрохимических свойств исследуемых почв является типичным для Беларуси и позволяет охарактеризовать различия интенсивности вертикальной миграции радионуклидов по профилю автоморфных и заболоченных дерново-подзолистых и дерновых почв песчаного, супесчаного и суглинистого гранулометрического состава. Диапазон плотности загрязнения почв ППН по <sup>137</sup>Cs составляет от 211 до 3526 кБк/м<sup>2</sup>, по <sup>90</sup>Sr – от 26 до 432 кБк/м<sup>2</sup>.

**Мощность дозы гамма-излучения (МД).** В отдаленный период аварии на ЧАЭС суммарная доза облучения населения, проживающего на загрязненной радионуклидами территории, в большей степени определяется внутренней компонентой, чем внешней. Внутренняя доза облучения населения формируется за счет потребления продуктов питания, произведенных на сельскохозяйственных землях, загрязненных радионуклидами. Тем не менее важна и оценка потенциальной внешней дозы облучения человека. Величина МД является комплексным параметром, который зависит от качественного состава радионуклидов, выпавших на данную территорию, периода их полураспада, а также интенсивности их миграции вглубь почвы.

Анализ экспериментальных данных свидетельствует о значительном снижении величины МД в начальный период после аварии, за счет распада короткоживущих радионуклидов (рис. 1). На ППН 6Г, в непосредственной близости (около 30 км) от реактора, снижение МД было более

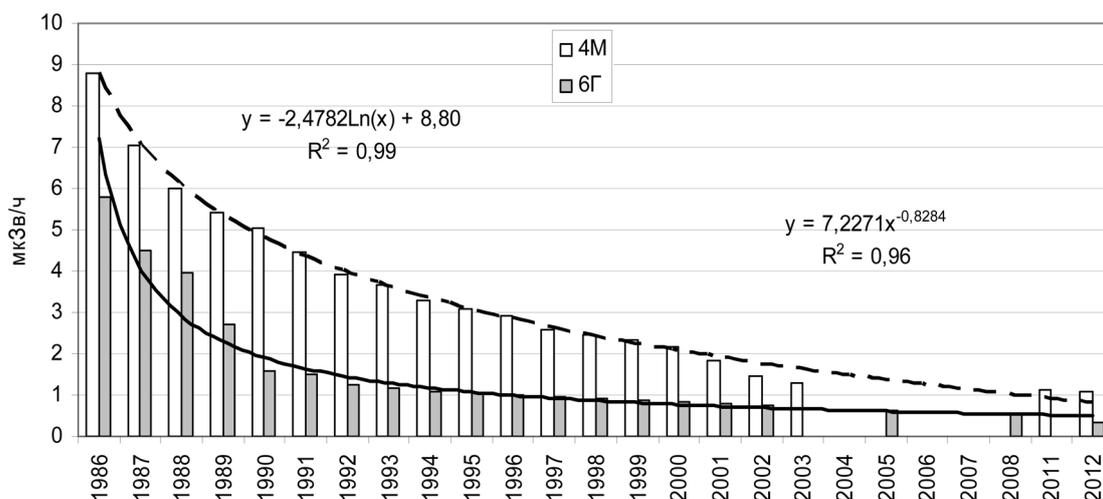


Рис. 1. Динамика мощности дозы гамма-излучения на высоте 1 м от поверхности почвы ППН, мкЗв ч<sup>-1</sup>

интенсивным в первые два года после аварии, так как здесь выпало больше короткоживущих гамма-излучающих радионуклидов. В более отдаленном пункте 4М (Чериковский район) гамма-излучение в большей мере формировалось за счет распада радионуклида  $^{137}\text{Cs}$ , а снижение МД было медленным. В настоящее время наблюдается медленное снижение МД, в основном за счет естественного распада  $^{137}\text{Cs}$ , и только незначительное снижение может быть обусловлено вертикальной миграцией радионуклида по почвенному профилю.

Динамика снижения МД с высокой достоверностью описывается степенной (6Г) и логарифмической (4М) функциями, что позволяет надежно прогнозировать мощность дозы гамма-излучения на предстоящие годы.

Установлено, что за послеаварийный период величины МД в пунктах наблюдений Гомельской области, где выпало больше короткоживущих радионуклидов, снизились в 10–13 раз, а в Могилевской области – только в 7–8 раз. На основных массивах используемых сельскохозяйственных земель, где исходная плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  была небольшой, в пределах 185–250 кБк/м<sup>2</sup>, в настоящее время МД не превышает 0,20–0,25 мкЗв/ч. В то же время примерно на одной трети загрязненной территории МД в несколько раз превышает доаварийный уровень. Исследования глобального загрязнения территории республики показали, что за «верхнюю» точку отсчета показателем радиационной обстановки Белорусского Полесья до аварии на ЧАЭС можно принять мощность экспозиционной дозы – до 0,15 мкЗв/ч [8, 18].

**Вертикальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  по профилю почв.** К настоящему времени в почвах залежных земель основное количество радионуклидов по-прежнему находится в верхней части корнеобитаемого слоя. Для примера на рис. 2 приведено распределение запаса  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  по 5-сантиметровым слоям вглубь профиля трех наиболее контрастных почв. В представленных почвах доля  $^{137}\text{Cs}$  в 0–15-сантиметровом слое находится в пределах 56,2–98,2 % от валового количества радионуклида в профиле. Наиболее сильно различаются почвы по темпам самоочищения верхнего 0–5-сантиметрового слоя. В автоморфной дерново-подзолистой песчаной почве (6М) верхний 5-сантиметровый слой содержит еще 83,7 % от общего запаса  $^{137}\text{Cs}$ , в то время как в дерново-глеватой суглинистой почве (5Г) в слое 0–5 см осталось 25,7 %, а в осушенной торфяной почве – только 18,3 % от общего количества этого радионуклида. Установлено, что вертикальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  усиливается по мере повышения степени гидроморфизма и утяжеления гранулометрического состава почв. На автоморфной песчаной почве (6М) интенсивность миграции имеет тенденцию к снижению во времени. Наибольшая интенсивность миграции  $^{137}\text{Cs}$  характерна для осушенной торфяной почвы. Однако различия в миграции  $^{137}\text{Cs}$  пока еще не могут сильно влиять на его доступность растениям, поскольку глубже 20 см мигрировало 0,4–2,7–23,3 % от общего запаса радионуклида соответственно.

Для радионуклида  $^{90}\text{Sr}$ , который в почве находится преимущественно в подвижных формах, характерна более интенсивная миграция вглубь профиля. В верхнем слое (0–5 см) содержание  $^{90}\text{Sr}$  уменьшилось до уровня 61,4–22,2–12,6 % от общего содержания в профиле почв соответственно. В автоморфной, дерново-подзолистой песчаной почве (ППН 6М) в верхнем 0–15-сантиметровом слое содержится 95,9 % от валового содержания  $^{90}\text{Sr}$ , в дерново-глеватой суглинистой почве (5Г) – 76,9 %, а в осушенной торфяной почве (8Г) – только 47,7%. Глубже 20 см мигрировало, соответственно, 2,0–10,6–29,2 % от общего содержания  $^{90}\text{Sr}$  в профиле почв. На неосушенной торфяной, подстилаемой с глубины 1,2 м песком, почве (ППН 2М), расположенной в периодически затапливаемой низине, основное количество  $^{137}\text{Cs}$  находится в 0–10-сантиметровом слое почвы, что составляет 91 % от валового содержания. Радионуклид  $^{90}\text{Sr}$  распределен на сравнительно большей глубине: в слое 0–25 см содержится около 91 % от его общего содержания в профиле почвы. В связи с отмечающимся периодическим подтоплением торфяных почв и вертикальным подъемом капиллярной влаги и водорастворимых форм радионуклидов к поверхности интенсивность вертикальной миграции радионуклидов вглубь почвенного профиля может быть ниже, чем в осушенных торфяных и минеральных почвах.

Таким образом, миграция  $^{90}\text{Sr}$  протекает более интенсивно, чем  $^{137}\text{Cs}$ . Тем не менее практически весь запас радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в залежных почвах находится в корнеобитаемых слоях почв.

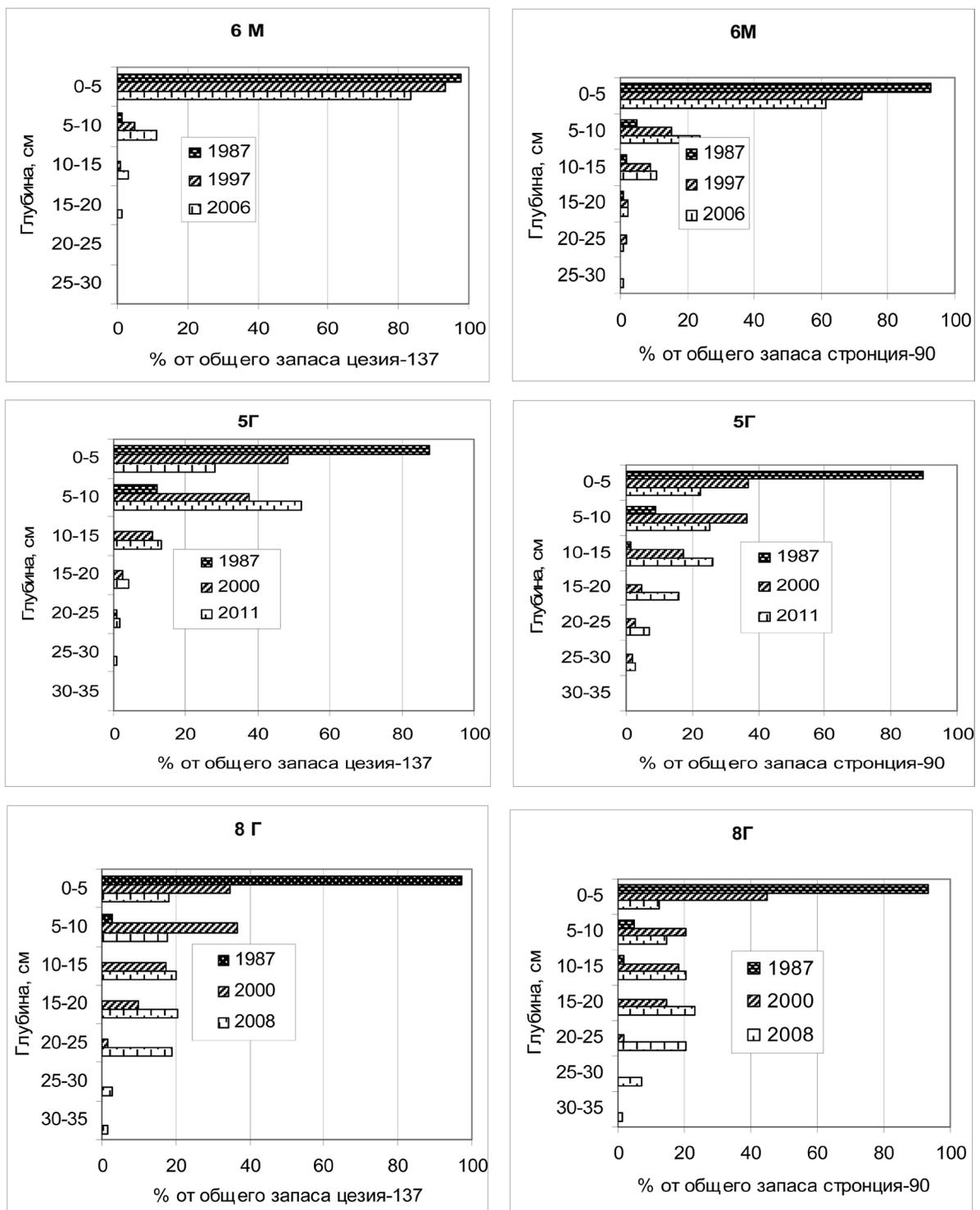


Рис. 2. Вертикальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  за послеаварийный период по профилям автоморфной дерново-подзолистой песчаной (6М), дерново-глеевой суглинистой (5Г) и осушенной торфяной почвы (8Г)

**Прогноз самоочищения почв от  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ .** Одним из главных интегральных параметров, используемых в радиоэкологии для прогноза радиологической обстановки, является эффективный период получищения почв ( $T_{\text{eff}}$ ), т. е. время, в течение которого первоначальная концентрация радионуклидов в корнеобитаемом слое почв уменьшается в 2 раза с учетом их радиоактивного распада и процесса вертикальной миграции. При сравнительно небольшом периоде получения экспериментальных данных (около 10 лет) для определения  $T_{\text{eff}}$  используют двухкомпонентную конвективно-квазидиффузионную модель, которая описывает закономерности и

позволяет прогнозировать параметры вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . В нашем случае мы имеем значительный временной ряд наблюдений, сопоставимый или превышающий фактический период эффективного получищения верхнего 0–10-сантиметрового слоя почв (табл. 3). Эффективные периоды получищения определены по экспериментальным данным доли радионуклидов, остающейся в слое 0–10 см от общего исходного их запаса в профиле почв.

Т а б л и ц а 3. Эффективный период получищения верхнего 0–10-сантиметрового слоя почвы, лет

№ ПШН	Почва	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
6М	Дерново-подзолистая, песчаная, автоморфная	26	20
12Г	Дерново-подзолистая, песчаная, оглеенная внизу	27	21
1М	Дерново-подзолистая, супесчаная, автоморфная	24	16
4М	Дерново-подзолистая, оглеенная внизу, на связной супеси, подстилаемой с глубины 1 м суглинком	22	15
1Г	Дерново-подзолистая, глееватая, на супеси связной, подстилаемой с глубины 0,5 м суглинком	26	17
5Г	Дерново-глееватая, суглинистая	20	13
3Г	Дерново-перегнойно-глеевая, суглинистая	22	18
15Г	Пойменная, дерново-глеевая, песчаная	27	17
6Г	Дерново-глеевая, песчаная	23	20
8Г	Торфяная, на маломощном тростниково-осоковом торфе, подстилаемом с глубины 0,8 м песком, осушенная	13	11
2М	Торфяная, на среднемощном осоково-тростниковом торфе (неосушенная)	20	14

Установленные нами параметры согласуются с рядом публикаций [6, 7, 17] где период эффективного получищения верхнего слоя 0–10 см от  $^{137}\text{Cs}$  для лугов на дерново-подзолистых и торфяных почвах различался от 11 до 29 лет. В наших исследованиях на минеральных почвах наибольший период получищения от  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  (23–27 и 17–21 лет соответственно) характерен для песчаных почв, где недостаток влаги ограничивает миграцию радионуклидов в засушливые периоды даже на пойменной песчаной, дерново-глеевой почве. Практически такие же параметры  $T_{\text{eff}}$  (соответственно 26 лет для  $^{137}\text{Cs}$  и 18 лет для  $^{90}\text{Sr}$ ) установлены для пойменной дерново-глееватой песчаной почвы в исследованиях А. Г. Подоляка [17]. На суглинистых почвах, где режим увлажнения более стабилен, нами получены сравнительно несколько меньшие эффективные периоды получищения от  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  – 20–22 и 13–18 лет соответственно. Наименьшие уровни  $T_{\text{eff}}$  характерны для торфяных почв: для  $^{137}\text{Cs}$  – 13–20 лет и для  $^{90}\text{Sr}$  – 11–14 лет. Некоторое замедление миграции радионуклидов на неосушенной торфяной почве, по-видимому, можно объяснить эффектом подтопления, о чем упоминалось выше. Таким образом, вклад процесса вертикальной миграции в удаление  $^{137}\text{Cs}$  за пределы 0–10-сантиметрового слоя на минеральных почвах невелик, а на песчаных разновидностях – незначителен.

Экстраполируя функции, полученные методом наименьших квадратов по экспериментальным данным за годы наблюдений, можно ориентировочно прогнозировать динамику самоочищения верхнего слоя почв 0–10 см на перспективу. Анализ материалов наблюдений и экстраполяция полученных функций на предстоящий 25–30-летний период показывает, что даже через 50 лет после аварии самоочищение верхнего слоя 0–10 см от радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  практически можно ожидать только на необрабатываемой осушенной торфяной почве 8 Г (рис. 3). На дерново-подзолистой песчаной почве (12Г) верхний 0–10-сантиметровый слой еще будет содержать до 30 % от исходного запаса валового содержания  $^{137}\text{Cs}$  и до 20 % от исходного запаса  $^{90}\text{Sr}$ . Более того, основной запас радионуклидов на всех почвах будет располагаться на глубине менее 20–25 см и будет доступным растениям.

В ближайшей перспективе (20–30 лет) можно ожидать только небольшое снижение (примерно вдвое) определяемого сейчас валового запаса  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в корнеобитаемых слоях почв. Очевидна и необходимость продолжения радиационного мониторинга поведения радионуклидов в различных почвах.

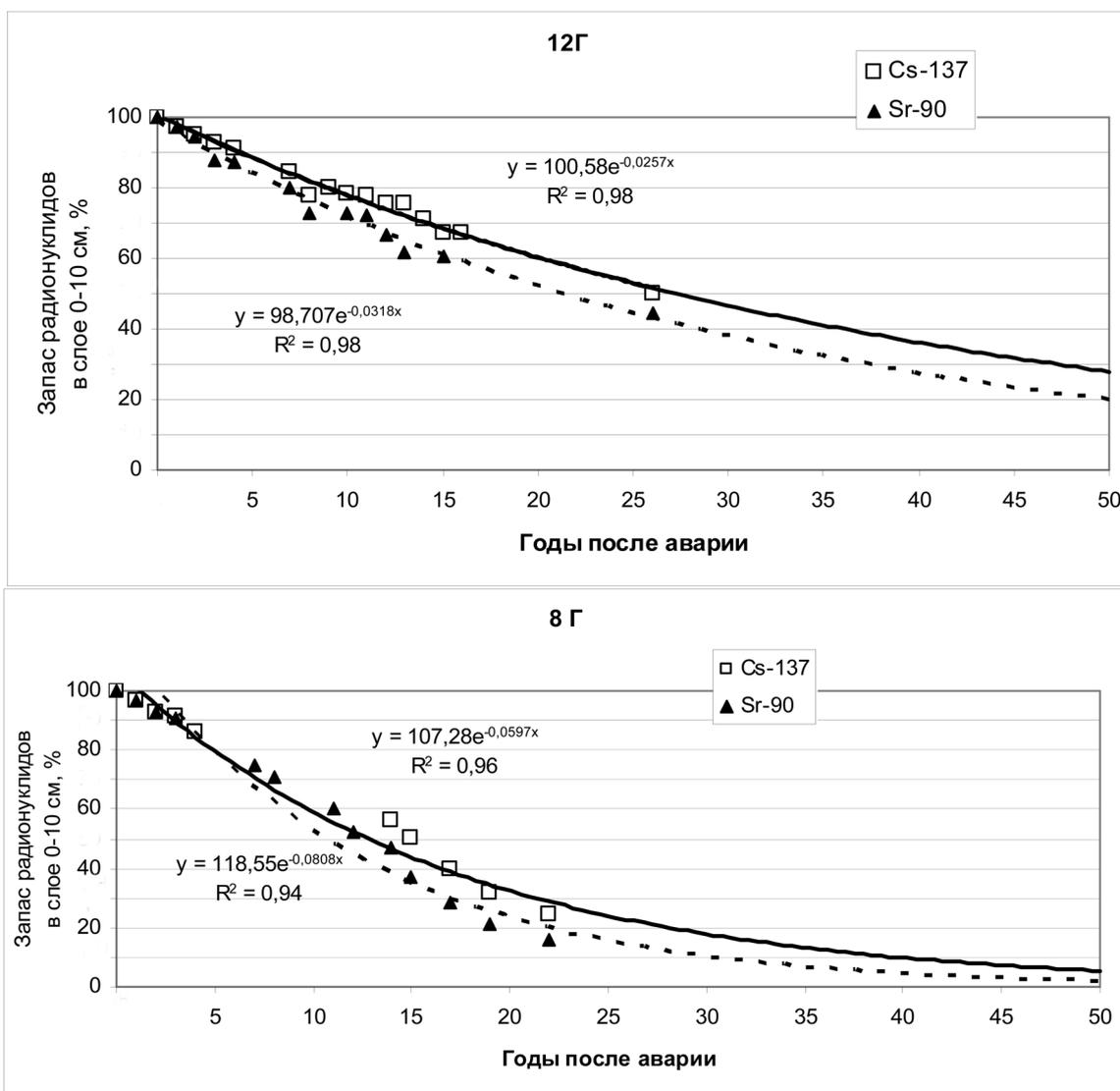


Рис. 3. Прогноз уменьшения доли количества радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в слое 0–10 см дерново-подзолистой песчаной (12Г) и осушенной торфяной почвы (8Г), % от исходного запаса в профиле почв

**Формы нахождения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах.** Для количественной оценки биологической доступности сорбированных почвой радионуклидов широкое распространение получил метод последовательных экстракций [2]. Несмотря на относительную селективность последовательных вытяжек, параметры, определяемые этим методом, можно использовать при прогнозировании последствий радиоактивного загрязнения земель и поведения радионуклидов в почве. Информация о физико-химических формах нахождения радионуклидов в почвах необходима для понимания механизмов их биологической доступности растениям. В результате взаимодействия с почвой радиоактивных осадков происходит разрушение матричных частиц, выщелачивание радионуклидов в процессе деструкции и дальнейшая трансформация нуклидов в почве. Поглощение радионуклидов почвой связано со многими параллельно протекающими процессами. Сюда относится обменная сорбция радионуклидов минеральной и органической компонентами почвы, избирательная сорбция их глинистыми минералами и соосаждение с соединениями железа и марганца, а также поглощение клетками почвенной микробиоты. Все эти процессы зависят от условий внешней среды, таких как температура, влажность, реакция почвенного раствора, емкость катионного обмена почвы. Отсюда понятно, что формы нахождения радионуклидов заметно различаются и соответствуют многообразию физических и агрохимических свойств почв загрязненных территорий [2, 5–6, 13, 17].

Распределение запаса  $^{137}\text{Cs}$  по формам нахождения в верхних слоях почв приведено в табл. 4. В настоящее время наибольшая доля  $^{137}\text{Cs}$  содержится в фиксированном состоянии, что определяется как сумма радионуклида, извлекаемого вытяжкой 6М HCl, и нерастворимого остатка.

Таблица 4. **Формы нахождения  $^{137}\text{Cs}$  в необрабатываемых почвах**

№ ППН	Глубина, см	Форма нахождения радионуклидов, % от общего содержания			
		водная	обменная 1М KCl	1М HCl	6М HCl
5Г	5–15	0,3	1,0	2,7	96,0
	25–30	6,2	10,5	12,7	70,6
15Г	5–15	0,6	4,7	7,0	87,7
	25–30	6,9	10,0	14,2	69,0
6Г	0–5	0,2	3,3	16,5	80,0
	5–10	2,0	5,1	19,8	72,1
	20–25	2,4	8,6	22,0	67,0
8Г	0–5	1,3	6,5	21,4	70,8
	5–10	4,3	9,8	29,1	56,8
	20–25	3,9	7,8	32,0	56,3
2М	0–5	2,1	9,6	22,3	66,0
	5–10	0,6	11,2	26,5	61,7
	20–25	0,4	10,6	39,1	48,9

Доля фиксированного  $^{137}\text{Cs}$  в слое 5–15 см суглинистой почвы достигает 96,0 %, в песчаных почвах уменьшается до 80,0–87,7 %, а в торфяных почвах – до 66,0–70,8 %. Доля фиксированной части  $^{137}\text{Cs}$  уменьшается на 10–20 % в нижележащих (20–30 см) слоях почвы. Наименьшая доля  $^{137}\text{Cs}$  содержится в водорастворимой форме – 0,2–2,1 % от общего количества радионуклида, определяемого в верхних слоях (в пределах 0–15 см). На глубине 20–30 см доля водорастворимой части  $^{137}\text{Cs}$  повышается до 3,9–6,9 %. Исключением является неосушенная торфяная почва, где содержание водорастворимой формы  $^{137}\text{Cs}$  убывает с глубиной. Легкодоступной для растений является и обменная форма  $^{137}\text{Cs}$ , доля которой также невелика, она повышается с глубиной и находится в пределах 1,0–11,2 % от общего запаса радионуклида. Доля обменной формы является одной из важных характеристик относительной подвижности и биологической доступности радиоцезия в почве [19].

Подвижная форма  $^{137}\text{Cs}$ , извлекаемая 1М раствором HCl, также может быть частично доступной растениям. Ее доля находится в пределах 2,7–39,0 % от общего содержания  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почв. Доля всех доступных растениям форм  $^{137}\text{Cs}$  повышается с глубиной, что указывает на преимущественную миграцию растворимой части радионуклида. В исследованиях А. Г. Подоляка [17] показана тесная корреляционная связь между коэффициентами перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в разнотравно-злаковые травостой и содержание подвижных форм этих радионуклидов в луговых почвах.

В исследуемых почвах  $^{90}\text{Sr}$  преимущественно находится в обменной форме – 60,1–83,7 % от валового содержания (табл. 5). Доля суммы подвижных форм  $^{90}\text{Sr}$  достигает 93,6–99,0 %, причем в водорастворимой форме содержится от 1,9 до 9,4 % от общего содержания радионуклида.

Таблица 5. **Формы нахождения  $^{90}\text{Sr}$  в необрабатываемых почвах**

№ ППН	Глубина, см	Форма нахождения $^{90}\text{Sr}$ , % от общего содержания			
		Водная	1М KCl	1М HCl	6М HCl
5Г	5–15	1,9	79,3	14,9	4,0
	25–30	7,3	83,7	8,0	1,0
15Г	5–15	7,4	74,1	16,8	1,7
	25–30	9,4	79,3	10,3	1,0
6Г	0–5	5,8	69,3	21,3	3,6
	5–10	9,5	60,1	23,9	6,4
	20–25	8,1	61,8	27,0	3,1
8Г	0–5	5,5	61,3	29,5	3,7
	5–10	5,2	70,5	20,3	4,0
	20–25	5,3	66,3	24,7	3,7
2М	0–5	1,9	79,8	15,1	3,1
	5–10	2,6	73,2	21,8	2,4
	20–25	3,0	66,3	28,7	1,9

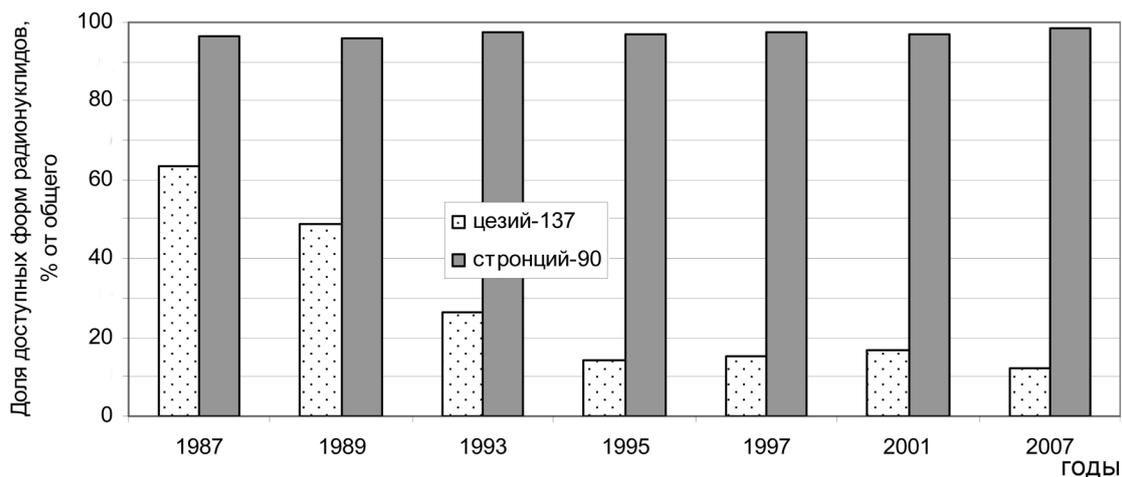


Рис. 4. Динамика доли доступных растениям форм (водная + обменная + подвижная)  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в слое 0–5 см дерново-глеевой песчаной почвы

Минимальная доля  $^{90}\text{Sr}$  в почвах находится в фиксированной форме – 1,0–6,4 % от валового содержания. Это свидетельствует о высокой мобильности в почве и, соответственно, повышенной доступности  $^{90}\text{Sr}$  для произрастающей растительности.

За послеаварийный период суммарная доля доступных растениям форм  $^{137}\text{Cs}$  многократно уменьшилась (рис. 4). Снижение подвижности  $^{137}\text{Cs}$  связано с включением его в межпакетное пространство глинистых минералов, имеющих кристаллическую решетку монтмориллонитового типа, и механическим захватом катионов  $^{137}\text{Cs}$  в результате образования органоминеральных комплексов. Особенно заметно фиксация  $^{137}\text{Cs}$  происходила в первые десять лет после аварии, затем соотношение форм стабилизировалось.

Аналогичные данные получены и другими исследователями [17, 20]. Итак, в настоящее время в почвах наблюдается динамическое равновесие в распределении различных форм  $^{137}\text{Cs}$ . Дальнейшее необменное поглощение радионуклида глинистыми минералами почв и соосаждение соединениями железа и марганца не происходит. Незначительное уменьшение содержания доступных форм  $^{137}\text{Cs}$  возможно лишь за счет миграции по профилю почвы. Однако на необрабатываемых землях противоположно направленным или компенсирующим по отношению к миграции является процесс биологической аккумуляции радионуклидов из-за отсутствия отторжения растительности (хозяйственного выноса).

Определение содержания  $^{90}\text{Sr}$  в различных вытяжках подтверждает известное положение, что поглощение этого радионуклида почвой происходит в основном по типу ионного обмена. За прошедший со времени аварии срок фиксации  $^{90}\text{Sr}$  в виде труднодоступных форм не произошло. В настоящее время доля водорастворимого  $^{90}\text{Sr}$  заметно колеблется по годам и находится в пределах 2,3–7,4% от общего содержания радионуклида в минеральных почвах. Вследствие разрушения твердых топливных частиц доля обменной формы  $^{90}\text{Sr}$  продолжала повышаться и достигла уровня 60–84 % от общего содержания. Доля подвижной (1М НСI вытяжка), особенно фиксированной, формы продолжала снижаться и находится в пределах 15–18 и 2–10 % соответственно. В результате примерно около 90 % валового содержания  $^{90}\text{Sr}$  в почвах потенциально доступно для поступления в продукцию сельскохозяйственных растений.

**Переход  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  из почв в многолетние травы.** Доступность радионуклидов растениям сильно различается в зависимости от минералогического и гранулометрического состава, а также комплекса физико-химических свойств различных типов почв. Известно, что коэффициенты перехода радионуклидов многократно варьируют как в зависимости от биологических особенностей видов растений, так и для продукции одной и той же сельскохозяйственной культуры на разных типах почв [3, 5, 20].

Параметры перехода радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  из почв в зеленую массу трав, произрастающих на пунктах наблюдений представлены в табл. 6.

Т а б л и ц а 6. Параметры перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  из почв залежных земель в зеленую массу многолетних трав

ППН	Почва	Растительная ассоциация	Год	Коэффициент перехода, Бк/кг: кБк/м <sup>2</sup>	
				$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
12Г	Дерново-подзолистая, оглеенная внизу, песчаная	Разнотравно-злаковая	2011	0,60	7,50
		Разнотравно-злаковая	2012	0,27	7,70
4М	Дерново-подзолистая, оглеенная внизу, супесчаная	Разнотравно-злаковая	2009	0,38	17,7
		Разнотравно-злаковая	2012	0,26	16,6
5Г	Дерново-глееватая, суглинистая	Разнотравно-злаковая	2011	0,09	9,97
		Разнотравно-злаковая	2012	0,10	10,1
6Г	Дерново-глеевая, песчаная	Осоково-злаковая	2012	0,32	2,40
8Г	Торфяная, на тростниково-осоковом торфе, подстилаемом с глубины 0,8 м песком, осушенная	Злаково-разнотравная	2003	3,90	6,40
		Злаково-разнотравная	2006	5,94	6,12
		Злаково-разнотравная	2008	2,72	5,76

Особенности миграции  $^{137}\text{Cs}$  вглубь профиля почвы мало влияют на переход радионуклида в зеленую массу многолетних трав. Накопление радионуклида в растительной продукции зависит в основном от режима увлажнения, гранулометрического состава, агрохимических свойств почв и ботанического состава произрастающих многолетних трав. На менее заболоченном участке дерново-глееватой суглинистой почвы (5Г) со слабокислой реакцией в травостое преобладали злаковые травы. На этой почве коэффициенты перехода были сравнительно умеренными и позволяли получать зеленую массу, пригодную для скормливания дойному стаду, с невысокой концентрацией  $^{137}\text{Cs}$ . На дерново-глеевой песчаной почве (6Г), в условиях постоянного переувлажнения, в травостое были осоки, что обусловило наиболее высокий коэффициент перехода  $^{137}\text{Cs}$  в растения. На участках суходольных лугов, дерново-подзолистой песчаной почве со слабокислой реакцией (12Г) и дерново-подзолистой супесчаной почве с сильнокислой реакцией и другими неблагоприятными агрохимическими свойствами (4М), установлены повышенные коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  в травостой – в пределах 0,26–0,60. Здесь зеленая масса трав имеет высокую концентрацию  $^{137}\text{Cs}$ , и при плотности загрязнения почв, превышающей уровень 275–630 кБк/м<sup>2</sup> (7–17 Ки/км<sup>2</sup>), непригодна в качестве корма для производства молока. На осушенной торфяной почве со слабокислой реакцией, но низким содержанием подвижных форм калия коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  в растения многократно выше, чем на дерново-подзолистых почвах. Очевидно, что в ближайшей перспективе даже участки незаболоченных залежных земель с высокой плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  и неблагоприятными агрохимическими свойствами будет невозможно использовать в качестве естественных кормовых угодий.

Известно, что  $^{137}\text{Cs}$  сильнее закрепляется минеральными компонентами почвы и его передвижение по почвенному профилю идет преимущественно с тонкодисперсными частицами в фиксированном состоянии, тогда как 10–40 %  $^{90}\text{Sr}$  связывается гуматами почвенного поглощающего комплекса или переносится в обменной форме. Поэтому доступность  $^{90}\text{Sr}$  для растений в ионной форме в 2–4 раза выше, чем из органоминеральных комплексов, а переход  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  из гуматов в 1,3–1,5 и 2,0–2,5 раза ниже, чем из фульватов [9, 26]. Исследуемые разновидности почв характеризовались высокими коэффициентами перехода  $^{90}\text{Sr}$  в травостой многолетних трав, непригодный для выпаса скота и заготовки сена. Ведущий фактор, определяющий накопление  $^{90}\text{Sr}$  в растениях на данных почвах, – реакция почвенного раствора и насыщенность поглощающего комплекса почвы кальцием. На дерново-глеевой песчаной почве (6Г), с близкой к нейтральной реакцией и повышенным содержанием обменного кальция, коэффициент перехода  $^{90}\text{Sr}$  в зеленую массу трав был наименьшим. На сильнокислой супесчаной почве (4М), где содержание обменного кальция было особенно низким (286 мг Са/кг почвы), переход  $^{90}\text{Sr}$  в многолетние травы был многократно выше.

Рассматривая накопление радионуклидов в растениях на одной почве за длительный период, можно отметить некоторую тенденцию к уменьшению во времени коэффициентов перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в травостой многолетних трав (рис. 5).

Для коэффициентов перехода  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в травостой многолетних трав характерна высокая степень вариабельности по годам (в зависимости от погодных условий). Немногочисленные данные наблюдений на постоянных пунктах наблюдения не позволяют установить формализо-

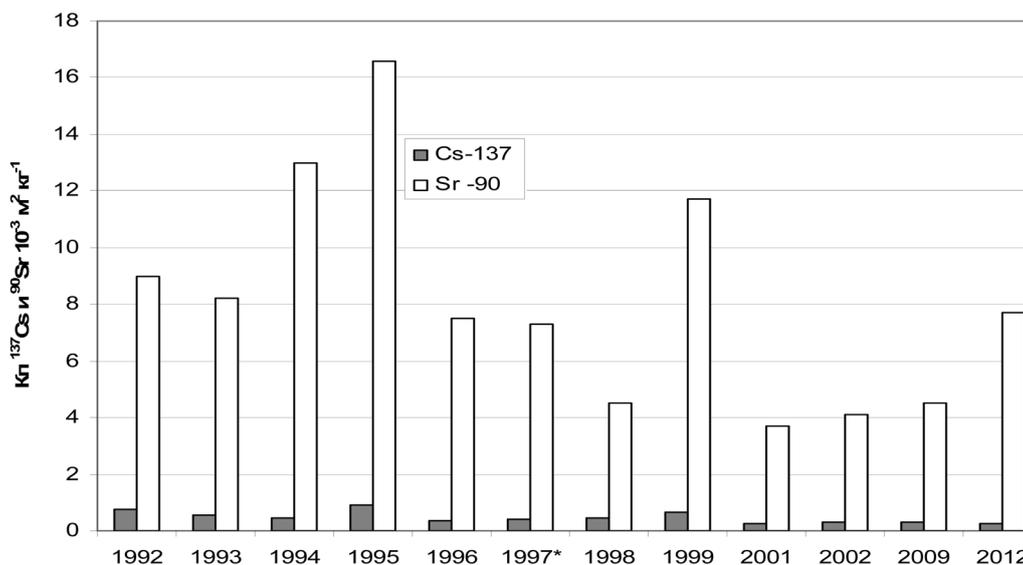


Рис. 5. Динамика коэффициентов перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в зеленую массу трав из дерново-подзолистой оглеенной внизу песчаной почвы

ванные параметры зависимости перехода радионуклидов в продукцию многолетних трав от агрохимических свойств почв. Для этого использованы результаты исследований И. И. Новиковой (2008–2010 гг.) на серии учетных площадок бобово-злаковых травостоев на осушенной мало-мощной торфяной почве с различными агрохимическими свойствами. Установлено, что переход радионуклидов в растения в наибольшей мере зависит от степени кислотности торфяной почвы и содержания в ней подвижных форм калия (рис. 6). При нейтрализации реакции почвенного раствора в диапазоне  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  4,8–6,0 коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  ( $K_{\text{п}}$ ,  $10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ ) в травостой снижаются по экспоненциальной кривой примерно в 4,5 раза – с 0,9 до 0,2. Снижение перехода  $^{90}\text{Sr}$  в зеленую массу растений в 4 раза в этом же диапазоне кислотности хорошо описывается прямолинейной зависимостью с коэффициентом детерминации  $R^2 = 0,64$ .

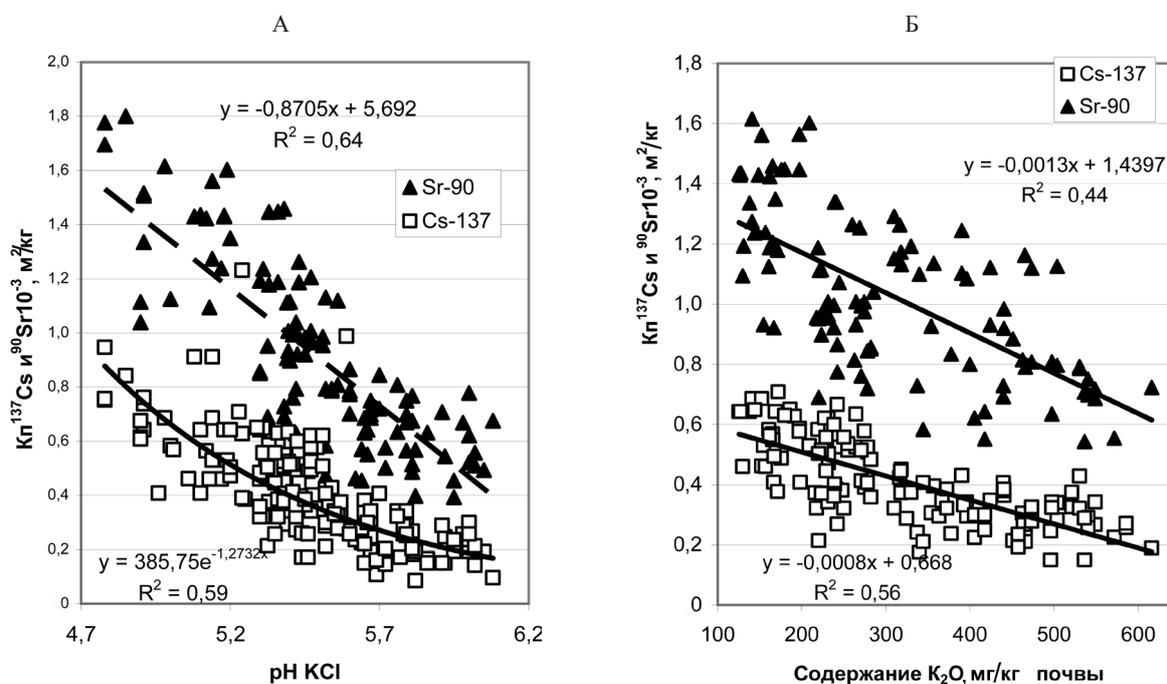


Рис. 6. Зависимость коэффициентов перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в зеленую массу многолетних бобово-злаковых травосмесей от степени кислотности (А) и содержания подвижных форм калия (Б) в торфяной почве низинного типа

Снижение поступления  $^{137}\text{Cs}$  в растения в 3 раза отмечается при повышении содержания  $\text{K}_2\text{O}$  в диапазоне 130–600 мг/кг торфяной почвы. Повышение концентрации подвижных форм калия в торфяной почве также сопровождается существенным уменьшением (до 2 раз) поступления в растения и радионуклида  $^{90}\text{Sr}$ . Ориентировочный минимум биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для накопления в зеленой массе бобово-злакового травостоя наблюдается при степени кислотности торфяной почвы в диапазоне  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  5,7–6,0 и при содержании подвижных форм калия около 600 мг  $\text{K}_2\text{O}$  кг<sup>-1</sup> почвы.

Таким образом, в ближайшие два-три десятилетия основное количество радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в различных почвах залежных земель будет доступно сельскохозяйственным культурам. Процессы вертикальной миграции радионуклидов по профилю почв не окажут значимого вклада в изменение радиационной ситуации. Самоочищение почв будет происходить преимущественно за счет распада радионуклидов.

### Выводы

1. Почвы залежных земель характеризуются большим разнообразием гранулометрического состава, режима увлажнения и агрохимических свойств. Реакция почвенного раствора верхнего 0–20-сантиметрового слоя различается от  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  4,40 для дерново-подзолистой, оглеенной внизу, супесчаной почвы до  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  6,32 для дерново-глеевой песчаной почвы. Различия в содержании гумуса, подвижных форм фосфора и калия также большие, что будет затруднять использование этих земель даже после уменьшения концентрации радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  до приемлемого уровня.

Наблюдаются заметные различия скорости миграции  $^{137}\text{Cs}$  вглубь профиля и самоочищения верхнего 0–10-сантиметрового слоя. Эффективный период самоочищения  $T_{\text{eff}}$  от  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  различается: для автоморфных и оглеенных внизу песчаных почв, где недостаток влаги ограничивает миграцию радионуклидов в засушливые периоды, – от 26–27 и 20–21 лет до 13 и 11 лет для осушенной торфяной почвы низинного типа соответственно. Вертикальная миграция радионуклидов усиливается по мере повышения степени гидроморфизма и утяжеления гранулометрического состава почв. Однако различия в миграции пока еще мало влияют на доступность радионуклидов растениям, поскольку на минеральных необрабатываемых почвах глубже слоя 0–20 см мигрировало только 0,4–2,7 % от общего запаса  $^{137}\text{Cs}$  и 2,0–10,6 %  $^{90}\text{Sr}$ . Только на осушенной торфяной почве глубже 20 см находится 23,3 % запаса  $^{137}\text{Cs}$  и 29,2 % запаса  $^{90}\text{Sr}$ . В ближайшие два-три десятилетия основная доля  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах залежных земель будет находиться в корнеобитаемых слоях почв и будет доступной растениям. Самоочищение почв будет происходить преимущественно за счет естественного распада радионуклидов.

В настоящее время наибольшая доля  $^{137}\text{Cs}$  (66–96 %) содержится в фиксированном состоянии, а наименьшая (0,2–4,3 %) – в водорастворимой форме. Радионуклид  $^{90}\text{Sr}$  в почве находится преимущественно в подвижных формах, что и определяет более интенсивную его миграцию вглубь профиля. Наибольшая доля  $^{90}\text{Sr}$  находится в почвах в обменной форме (60,1–83,7 %), а наименьшая – в фиксированных формах (1,0–6,4 %).

Особенности миграции  $^{137}\text{Cs}$  вглубь профиля почвы мало влияют на переход радионуклида в зеленую массу многолетних трав. Коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в зеленую массу многолетних трав существенно различались в зависимости от гранулометрического состава, агрохимических свойств и степени гидроморфизма исследованных почв. В ближайшей перспективе участки незаболоченных залежных земель с высокой плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  и неблагоприятными агрохимическими свойствами, а также заболоченные луговые почвы с меньшей плотностью загрязнения радионуклидом будут невозможно использовать в качестве естественных кормовых угодий. Все исследуемые разновидности почв характеризовались высокими коэффициентами перехода  $^{90}\text{Sr}$  ( $K_{\text{п}}$  2,4–17,7) в травостой многолетних трав, непригодный для выпаса скота и заготовки сена.

Наибольший переход радионуклидов в растения имеет место на торфяных почвах и сильно зависит от степени кислотности торфа и содержания в нем подвижных форм калия. При нейтрализации кислотности в диапазоне  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  4,8–6,0 коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в травостой бобово-злаковой травосмеси снижаются до 4–4,5 раза. Повышение содержания подвижных форм калия со 130 до 600 мг  $\text{K}_2\text{O}$ /кг почвы обеспечивает уменьшение перехода в зеленую массу трав  $^{137}\text{Cs}$  в 3 раза, а  $^{90}\text{Sr}$  – в 2 раза.

## Литература

1. Ключковский, В. М. Миграция радионуклидов в биосфере / В. М. Ключковский // Вес. Акад. наук СССР. – 1966. – № 5. – С. 93.
2. Павлоцкая, В. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / В. И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. – 216 с.
3. Алексахин, Р. М. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах / Р. М. Алексахин, М. А. Нарышкин. – М.: Наука, 1977. – 144 с.
4. Прохоров, В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / В. М. Прохоров. – М.: Энергоатомиздат, 1981. – 98 с.
5. Пристер, Б. С. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Б. С. Пристер, Н. П. Омеляненко, Л. В. Перепелятникова // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С. 51–60.
6. Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов в почвах на лугах разных типов / Н. И. Санжарова [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – Т. 36. – Вып. 4. – С. 488–497.
7. Оценка периодов полуснижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в корнеобитаемом слое почв луговых экосистем / С. В. Фесенко [и др.] // Радиационная биология. – 1997. – Т. 37. – С. 267–280.
8. Шагалова, Э. Д. Миграция  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в автоморфных дерново-подзолистых почвах Белоруссии / Э. Д. Шагалова, Ф. И. Павлоцкая, М. Д. Марунова // Почвоведение. – 1986. – № 10. – С. 114–121.
9. Смяян, Н. И. Загрязнение земель сельскохозяйственных угодий Белоруссии радионуклидами, их формы и вертикальная миграция в основных типах почв / Н. И. Смяян, И. Н. Маркуль // Основные положения концепции сельскохозяйственного производства в зоне радиоактивного загрязнения выбросами ЧАЭС: материалы науч. конф., 20–21 июля 1989 г. – Минск, 1990. – С. 38–46.
10. Богдевич, И. М. Научные основы земледелия в зоне радиоактивного загрязнения / И. М. Богдевич // Чернобыльская катастрофа: причины и последствия. – Минск, 1992. – Ч. 3. – С. 42–60.
11. Агеец, В. Ю. Система радиозэкологических контрмер в агрофере Беларуси / В. Ю. Агеец. – Минск: РНИУП «Институт радиологии», 2001. – 249 с.
12. Вертикальная миграция радионуклидов в профиле пахотных и залежных почв / С. В. Тарасюк [и др.] // Почвоведение и агрохимия. – 2002. – Вып. 32. – С. 27–34.
13. Миграционные свойства радионуклидов выброса ЧАЭС в аграрно-экологическом аспекте / Е. П. Петряев [и др.] // Изв. Акад. наук БССР. Сер. физ.-энерг. наук. – 1991. – № 3. – С. 24–30.
14. Изучение вертикальной миграции радионуклидов в различных типах почв по данным реперной сети Главгидромета / И. И. Матвеевко [и др.] // Тез. докл. Междунар. рабочего совещания по Чернобыльской экологической исследовательской сети. – Минск, 1995. – С. 86.
15. Зависимость периода полураспада верхнего слоя почв (0–5 см), загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  от скорости вертикальной миграции и степени их увлажнения / А. Г. Подоляк [и др.] // Почва – удобрение – плодородие: материалы междунар. науч.-произв. конф. / М-во сел. хоз-ва и прод. Респ. Беларусь, Белорус. НИИ почвоведения и агрохимии. – Минск, 1999. – С. 199–200.
16. Богдевич, И. М. Аккумуляция  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в травостое основных типов лугов Белорусского Полесья в зависимости от параметров вертикальной миграции и форм нахождения радионуклидов в почвах / И. М. Богдевич, А. Г. Подоляк // Почвоведение и агрохимия. – 2006. – № 1(36). – С. 233–246.
17. Подоляк, А. Г. Влияние вертикальной миграции и форм нахождения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах на их биологическую доступность на примере естественных лугов Белорусского Полесья / А. Г. Подоляк // Агрохимия. – 2007. – № 2. С. 72–82.
18. Иванов, С. Н. Стронций-90 в почвах юго-восточной части Белорусского Полесья / С. Н. Иванов, Э. Д. Шагалова, С. С. Шифрина // Почвоведение и агрохимия. – 1974. – Вып. 11. – С. 136–138.
19. Булгаков, А. А. Моделирование фиксации  $^{137}\text{Cs}$  в почвах / А. А. Булгаков // Почвоведение. – 2009. – № 6. – С. 726–732.
20. Перепелятников, Г. П. Основы радиозэкологии / Г. П. Перепелятников. – Киев: Атика, 2008. – 408 с.

*I. M. BOGDEVITCH, S. V. TARASIUK, I. I. NOVIKOVA,  
V. A. DOVNAR, I. N. KARPOVICH, E. S. TRETYAKOV*

### VERTICAL MIGRATION OF $^{137}\text{Cs}$ AND $^{90}\text{Sr}$ IN SOILS OF ABANDONED LAND AND THEIR AVAILABILITY TO PLANTS

#### Summary

The article demonstrates the results of monitoring of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  vertical migration in the profile of different soils that are not used after the Chernobyl accident. The quantitative composition, distribution of radionuclides in the layers of soils with different genesis, texture and moisture regime as well as radionuclide transfer into perennial grass stands are presented. Discussed is the use of the obtained data for prediction of self-purification of upper root-containing soil layers (0–10 cm) and availability of radionuclides to plants.