

## ИЗУЧЕНИЕ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС. К 35-ЛЕТИЮ КАТАСТРОФЫ

УДК 539.163:631.4: 614.73:614.876

### ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ $^{137}\text{Cs}$ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЙ В РАЗЛИЧНЫХ ЛАНДШАФТАХ

© 2021 г. В. С. Анисимов<sup>1,\*</sup>, В. К. Кузнецов<sup>1</sup>, А. И. Санжаров<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

\*E-mail: vsanisimov@list.ru

Поступила в редакцию 11.01.2021 г.

После доработки 02.02.2021 г.

Принята к публикации 24.02.2021 г.

Приведены результаты изучения процессов вертикальной миграции основного дозообразующего радиоизотопа чернобыльских выпадений –  $^{137}\text{Cs}$  в пределах 50-километровой зоны северного следа аварийного выброса ЧАЭС на территории украинского и белорусского участков Полесской низменности, а также на территориях российской части Полесской низменности и Среднерусской возвышенности. Акцент в работе сделан на ретроспективный анализ методологических подходов к решению проблем, связанных с оценкой скорости вертикальной транслокации радионуклида по профилю почв и поступлению его в грунтовые воды. Особую ценность в качестве реперных точек представляют данные, полученные в непосредственной близости (и на незначительном удалении от ЧАЭС) сразу и в ближайшие несколько лет после аварии. В ходе исследований широко использовались общепринятые в почвоведении, геохимии и радиоэкологии методы: сопряженного геохимического анализа (СГА), сравнительно-географический, почвенных ключей, профильный и радиоизотопный. Полученные результаты показали, что интенсивность вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в гидроморфных почвах существенно выше, чем в сопряженных с ними автоморфных. При этом коэффициенты миграции медленных компонент ( $M_1$ ), играющих основную роль в перемещении радионуклидов по профилю почв, существенно выше у гидроморфных почв. Экологические периоды полураспада корнеобитаемого слоя от  $^{137}\text{Cs}$  для гидроморфных почв, в среднем в 2 раза короче, чем для автоморфных. Установлено, что на пойменных и переувлажненных лугах содержалось в 1989 г. в верхнем 5 см слое более 90% запаса  $^{137}\text{Cs}$  в почвах. К 2016–2020 гг. суммарное количество радионуклида уже не превышало 45%. Аналогичная картина наблюдалась на целинных лугах с черноземными почвами. В то же время на суходольных участках с дерново-подзолистыми почвами легкого гранулометрического состава наблюдалась стабилизация распределения  $^{137}\text{Cs}$  по почвенному профилю с наибольшим содержанием  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0–5 см.

**Ключевые слова:** радиоактивное загрязнение,  $^{137}\text{Cs}$ , почва, профиль, ландшафт, вертикальная миграция, двухкомпонентная модель

**DOI:** 10.31857/S0869803121030036

В результате аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению подверглись территории, которые существенно отличаются по рельефу, геоморфологии, гидрографическим особенностям, почвенному покрову, климатическим условиям, растительным сообществам. В зону радиоактивного загрязнения попали значительные территории Среднерусской возвышенности и Полесской низменности [1–3].

Зоны с наиболее высокими уровнями загрязнения были сконцентрированы в радиусе 30 км от ЧАЭС (более 1500 кБк/м<sup>2</sup> по  $^{137}\text{Cs}$ ), а также на отдельных участках в радиусе 200–300 км на территории северо–северо-восточного следа радиоактивных выпадений (Гомельская, Могилевская и Брянская области). В северо-западном направле-

нии на территории Калужской, Тульской и Орловской областей плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ , как правило, не превышала 600 кБк/м<sup>2</sup> [4].

Крупномасштабное загрязнение различных типов ландшафтов, неоднородное по плотности, составу и физико-химическим свойствам радиоактивных выпадений, привело к необходимости проведения специальных исследований по изучению закономерностей горизонтальной и вертикальной миграции “чернобыльских” радионуклидов в почвах на разных следах выпадений [5–9].

Результаты исследований, проведенных в различных регионах, показали влияние ландшафтных особенностей на миграцию радионуклидов. В районах, характеризующихся сильно расчлененным рельефом, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в верхних

слоях почвы может изменяться до двух порядков [10]. В бессточных понижениях равнин удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в почве в несколько раз выше, чем на прилегающих участках [11]. В процессе водной эрозии происходит перенос  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  с твердыми взвесями [12, 13]. В пониженных элементах рельефа возможно вторичное радиоактивное загрязнение морфологически разнородных участков за счет поверхностной миграции радионуклидов с дождевыми осадками и талыми водами.

После аварии на Чернобыльской АЭС было установлено незначительное влияние ветровой миграции на вторичное радиоактивное загрязнение как прилегающих территорий, так и урожая сельскохозяйственных культур [14].

Вертикальное распределение искусственных радионуклидов в почвенном профиле является определяющим фактором, влияющим на размеры накопления радионуклидов в сельскохозяйственных растениях, а также одним из параметров при определении мощности дозы  $\gamma$ -излучения и эффективной дозы внешнего облучения человека [15, 16].

Скорость миграции радионуклидов определяется комплексом факторов, среди которых можно выделить физико-химические характеристики радиоактивных выпадений, погодные-климатические условия, свойства почв, характер подстилающей поверхности, особенности хозяйственного использования территории и времени, прошедшего с момента выпадений [5, 17].

К настоящему времени проведено большое количество исследований по изучению миграции радионуклидов как после атмосферных выпадений после ядерных испытаний, так и после аварий на предприятиях ядерного топливного цикла. Было выявлено определяющее влияние на подвижность радионуклидов основных почвенных свойств, среди которых наиболее важными являются содержание илстой фракции, органического вещества, емкость катионного обмена, реакция почвенного раствора и др. [18, 19]. Для загрязненных после аварии территорий Беларуси, России и Украины были установлены высокие скорости миграции радионуклидов в торфяных почвах и почвах легкого гранулометрического состава, при этом параметры миграции  $^{90}\text{Sr}$  в 1.5–15.0 раз выше, чем  $^{137}\text{Cs}$  [20–22]. Опубликован ряд работ по оценке количественных параметров миграции радионуклидов по профилю черноземных почв и влиянию систем агрохимических мероприятий на накопление  $^{137}\text{Cs}$  в продукции растениеводства [5, 15, 23].

Изучение вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  на загрязненных территориях Беларуси показало, что и через 3 года после аварии на естественных сенокосах и пастбищах до 90–98%  $^{137}\text{Cs}$  находится

в слое 0–5 см, причем 85–98% в слое 0–1 см [24]. Отмечено проникновение до 10%  $^{137}\text{Cs}$  на глубину 30–35 см в торфяно-болотных почвах избыточно-увлажнения до 2–3% обнаруживалось на глубине 40 см. По интенсивности передвижения по профилю почвы Беларуси различного гранулометрического состава располагаются в следующий ряд: суглинистые < осушенные торфяники < супесчаные торфяники < супесчаные < песчаные.

Кривые распределения  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальному профилю целинных дерново-подзолистых почв Брянской области через 3 года после чернобыльских выпадений показали, что основная доля радионуклида фиксирована в верхнем слое почвы: глубине 0–1 см – 21–92%, 0–2 см – 41–98%, 0–3 см – 60–98% [25]. Следовые количества радионуклидов Cs обнаружены на глубине 15 см. Наибольшее заглубление отмечено для почв заливных лугов, где максимум запаса радионуклидов находится на глубине 4–5 см.

Несмотря на проведенные многочисленные исследования для ряда ландшафтно-экологических условий информация носит фрагментарный характер, что не позволяет в полной мере судить о динамике и закономерностях распределения  $^{137}\text{Cs}$  по почвенному горизонту.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

*Оценка вертикальной миграции радионуклидов в ландшафтах.* Исследования проводили с 1986 по 2020 г. в различных ландшафтно-экологических и почвенно-климатических условиях Российской Федерации, Украины и Республики Беларусь. С этой целью в разные периоды после аварии на Чернобыльской АЭС проводился послыйный отбор образцов по профилю почвенных горизонтов до глубины 35 см. Для исследования были выбраны лесные и луговые участки с дерново-подзолистыми песчаными и супесчаными почвами. Определение  $^{137}\text{Cs}$  проводили  $\gamma$ -спектрометрическим методом на многоканальном анализаторе IN 1200 с германиевым детектором GM с ошибкой измерения  $\pm 10\%$  и последующим расчетом удельной активности и запаса  $^{137}\text{Cs}$  в разных слоях почвенного горизонта.

*Характеристика экспериментальных участков в 50-километровой зоне Чернобыльской АЭС.* Для оценки параметров вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в 1988 г. на различном удалении от ЧАЭС (5–35 км) на территории северного следа аварийного выброса была заложена сеть попарно-сопряженных пробных площадок (одна – на почве автоморфного ряда, другая – на почве гидроморфного ряда) [26–29]. Всего было заложено 12 площадок, при выборе которых учитывались как физико-химические свойства почв, так и тип и плотность выпадений: № 1 (дерново-подзолистая связно-

песчаная, с. Красно), № 2 (дерново-подзолистая грунтово-оглеенная супесчаная, с. Красно), № 3 (дерново-подзолистая связно-песчаная, д. Уласы), № 4 (перегнойно-подзолистая грунтово-оглеенная супесчаная, д. Уласы), № 5 (дерново-подзолистая связно-песчаная, д. Кажушки), № 6 (болотная торфяная низинная освоенная, д. Кажушки), № 7 (дерново-подзолистая супесчаная, д. Радин), № 8 (болотная торфяная низинная освоенная на легкой глине, д. Радин), № 9 (дерново-подзолистая супесчаная, с. Красно), № 10 (аллювиальная лугово-болотная среднесуглинистая, с. Красно), № 11 (дерново-подзолистая супесчаная, д. Хвошевка), № 12 (дерново-подзолистая грунтово-оглеенная легкосуглинистая, д. Хвошевка).

*Оценка параметров миграции с использованием двухкомпонентной квазидиффузионной модели.* На основании полученных данных по распределению  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почв, используя конвективно-диффузионную модель вертикальной миграции радионуклидов, рассчитываются основные параметры миграции радионуклида для разных типов почв: коэффициент квазидиффузии  $D$  (см<sup>2</sup>/год) и константу скорости вертикальной миграции  $v$  (см<sup>2</sup>/год). Общее уравнение вертикальной миграции радионуклидов имеет вид [18, 30, 31]:

$$\frac{dq}{dt} = D \frac{\partial^2 q}{\partial x^2} - v \frac{\partial q}{\partial x} - \lambda q \frac{dq}{dt} = D \frac{\partial^2 q}{\partial x^2} - v \frac{\partial q}{\partial x} - \lambda q, \quad (1)$$

где  $q$  – концентрация радионуклида на глубине  $x$ ;  $\lambda$  – постоянная радиоактивного распада;  $t$  – время, лет.

Общее решение уравнения (1) для случая однократного поступления радионуклидов (в нашем случае  $^{137}\text{Cs}$ ) на поверхность почвы, при условии неизменности параметров миграции ( $v$  и  $D$ ) с ростом глубины:

$$q(x, t) = A \exp(-\lambda t) \left[ \frac{1}{\sqrt{\pi D t}} \exp\left(-\frac{(x - vt)^2}{4Dt}\right) - \frac{v}{2D} \exp\left(\frac{vx}{D}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{x}{2\sqrt{Dt}} + \frac{v}{2}\sqrt{\frac{t}{D}}\right) \right], \quad (2)$$

где  $A$  – общее количество  $^{137}\text{Cs}$ , выпавшее на поверхность почвы; *erfc* – специальная функция ошибки.

Эти условия могут выполняться на торфяных почвах и, отчасти, на ранее перепаханных минеральных почвах, характеризующихся более или менее однородными физическими и химическими свойствами в пределах изучаемого слоя. Искомые параметры ( $v$ ,  $D$ ) определяются методом подбора при помощи, например, модуля “Поиск решения” программы Excel. Критерием является минимизация значения:

$$\sum NEV^2 = \sum_{i=1}^n (q(x, t) - Q(i))^2 \rightarrow \min, \quad (3)$$

где  $q(x, t)$  – рассчитанная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в слое почвы;  $Q(i)$  – измеренная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в  $i$ -м слое почвы.

При этом предполагается, что параметры  $v$  и  $D$  остаются неизменными в пределах исследуемого профиля распределения  $^{137}\text{Cs}$ . Однако для “чернобыльских” выпадений это допущение (в целом, верное в пределах пахотного горизонта почвы с однородными свойствами) является некорректным из-за сложного характера форм выпадения радионуклида. Связано это с тем, что в составе аварийного выброса  $^{137}\text{Cs}$  присутствовал как в парогазовой фазе, так и в составе труднорастворимых топливных частиц. Следовательно, в уравнение (2) надо вводить, как минимум, еще два параметра ( $v_{\text{slow}}$ ,  $D_{\text{slow}}$ ), отвечающие за миграцию  $^{137}\text{Cs}$  в составе мелкодисперсных топливных частиц. В результате конечное уравнение становится громоздким и содержащим четыре параметра ( $v_{\text{slow}}$ ,  $v_{\text{fast}}$ ,  $D_{\text{slow}}$ ,  $D_{\text{fast}}$ ), корректный подбор которых затруднителен.

В связи с этим для определения параметров вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  использовали простую и достаточно хорошо описывающую реальные физические процессы, происходящие в почве, двухкомпонентную модель [26], которую можно формализовать следующим уравнением:

$$c(x, t) = \frac{Q_1 \exp(-\lambda t)}{\sqrt{\pi M_1 t}} \exp\left(-\frac{x^2}{4M_1 t}\right) + \frac{Q_2 \exp(-\lambda t)}{\sqrt{\pi M_2 t}} \exp\left(-\frac{x^2}{4M_2 t}\right), \quad (4)$$

где  $c(x, t)$  – объемная концентрация радионуклида (Бк/дм<sup>3</sup>) на расстоянии  $x$  от поверхности почвы в момент времени  $t$ ;  $Q$  – общее количество радионуклида, выпавшее на поверхность почвы;  $Q_1$  – часть радионуклида, которая связана с медленной компонентой при вертикальной миграции;  $Q_2$  – часть радионуклида, связанная с быстрой компонентой;  $M_1$  и  $M_2$  – соответственно компоненты миграции медленной и быстрой компонент;  $t$  – время, прошедшее с момента выпадения радионуклида.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

*Вертикальная миграция радионуклидов в ландшафтах.* Процессы, вызывающие вертикальную миграцию радионуклидов в почвах, разнообразны по своей природе. К ним относятся: конвективный перенос (фильтрация атмосферных осадков вглубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения, термоперенос влаги под действием градиента температуры);

**Таблица 1.** Динамика изменения запаса радионуклидов в верхних слоях дерново-подзолистых супесчаных почв суходольных участков  
**Table 1.** Dynamics of changes in the stock of “Chernobyl” radionuclides in the upper layers of sod-podzolic sandy loam soils of dry land plots

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %												
	Годы исследований												
	1986			1987			1988			1989			2020
	<sup>106</sup> Ru	<sup>144</sup> Ce	<sup>137</sup> Cs	<sup>106</sup> Ru	<sup>144</sup> Ce	<sup>137</sup> Cs	<sup>106</sup> Ru	<sup>144</sup> Ce	<sup>137</sup> Cs	<sup>106</sup> Ru	<sup>144</sup> Ce	<sup>137</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs
0–2	100	100	100	97.3	98.5	99.2	94.6	98.1	97.3	92.3	97.5	94.5	20.8
2–5	<п.о.*	<п.о.	<п.о.	2.6	1.5	0.8	4.8	1.7	2.5	5.7	2.1	5.2	64.7
5–10	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.1	<п.о.	<п.о.	0.6	0.2	0.2	1.3	0.4	0.3	13.0
10–15	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	1.26
15–20	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.14
20–25	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.05
25–30	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.03
30–35	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.02

\* Предел обнаружения радионуклида.

диффузия свободных и адсорбированных ионов; перенос по корневым системам растений; перенос на мигрирующих коллоидных частицах (лес-сываж); роющая деятельность почвенных животных; хозяйственная деятельность человека [18]. Эти факторы не являются равнозначными, и их действие зависит от конкретных условий, в частности, в значительной степени от ландшафтных характеристик.

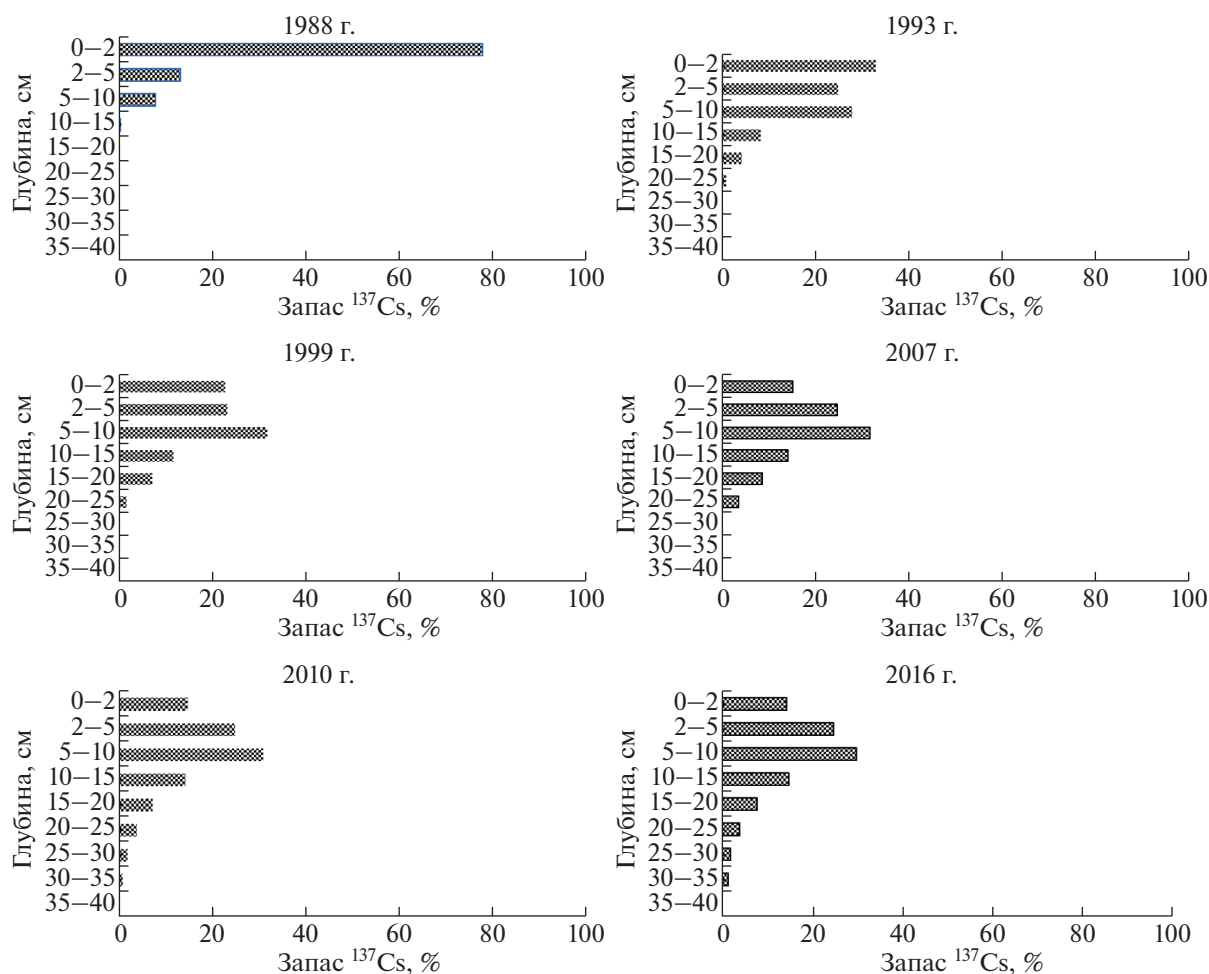
*Плакорные ландшафты.* Закономерности вертикальной миграции радионуклидов на территории Полесской низменности, включая Украинское, Белорусское и Брянско-Жиздринское по-лесья, были выявлены в результате многолетних исследований в различные периоды после аварии на ЧАЭС. В начальный период времени после аварии в 1986–1989 гг. было начато изучение распределения широкого спектра радионуклидов в 0–30-километровой зоне ЧАЭС на суходольных лугах, которые располагались на водораздельных плакорных участках или верхней пологой части склонов. Почвы характеризовались средней и недостаточной степенью увлажнения, низким содержанием гумуса. Для изучения вертикальной миграции радионуклидов в почве проводили ежегодный послыйный отбор образцов почв на одних и тех же участках. В 1990–1993 гг. исследования проводили на аналогичных почвах в наиболее загрязненных районах Брянской и Калужской областей.

Установлено, что на суходольных лугах глубина проникновения всех изучаемых радионуклидов за 4 года после аварии на ЧАЭС не превышала 10 см (табл. 1). В 1986–1987 гг. практически все количество выпавших радионуклидов находи-

лось в слое 0–2 см. В последующие годы происходило активное перераспределение радионуклидов в слое 0–10 см, на характер которого влияли свойства радионуклидов и время, прошедшее после аварии. В 1989 г. более 92% радионуклидов со-держалось в слое 0–2 см, а в слой 2–5 см наиболее активно мигрировали <sup>106</sup>Ru и <sup>137</sup>Cs – 5.7 и 5.2% соответственно. В слое 5–10 см зарегистрировано 1.3% <sup>106</sup>Ru, а <sup>137</sup>Cs и <sup>144</sup>Ce – 0.3–0.4%.

Аналогичные исследования проводились с 1988 по 2016 г. на загрязненных участках плакорных ландшафтов в Тульской области. Экспериментальные данные, характеризующие распределение <sup>137</sup>Cs по почвенному профилю в различные годы после чернобыльских выпадений (рис. 1), дают возможность оценить характер процесса вертикальной миграции и направленность последующего перераспределения в различных слоях черноземных почв.

Установлено, что после выпадения <sup>137</sup>Cs на почвенно-растительный покров происходит активный процесс перераспределения <sup>137</sup>Cs в основных компонентах агроэкосистем. При этом наиболее выражен этот процесс для верхнего слоя 10 см почвы. Оценки показали, что если в 1988 г. более 90% запаса содержалось в верхнем слое 5 см, то через 5 лет в этом слое содержалось только 58.2%, из них 32.8% в слое 0–2 см. Существенно возросло содержание <sup>137</sup>Cs в слое 5–10 см, в котором общий запас <sup>137</sup>Cs возрос до 28%. Однако суммарное количество <sup>137</sup>Cs в слое 0–5 см более чем в 2 раза превышает соответствующие значения в слое 5–10 см. В последующие 6 лет процесс перераспределения <sup>137</sup>Cs происходил за счет вы-



**Рис. 1.** Динамика вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в выщелоченных черноземах в период с 1988 по 2016 г. (Тульский НИИСХ, п. Молочные Дворы).

**Fig. 1.** Dynamics of vertical migration of  $^{137}\text{Cs}$  in leached chernozems in the period from 1988 to 2016 years (Tula Research Institute of Agricultural Sciences, Molochnye Dvory village).

равнивая запасов  $^{137}\text{Cs}$  в верхних и возрастания в нижележащих слоях.

Перераспределение запасов  $^{137}\text{Cs}$  в верхних слоях черноземных почв Тульской области наблюдалось в период с 1986 по 1995 г., а далее замедлилось [32]. Наблюдаемая интенсивная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в профиле черноземных почв в первые годы после радиоактивных выпадений может быть обусловлена естественными процессами перемешивания почвенной массы в верхнем слое за счет колыматажа, проникновения частиц в почвенные поры и трещины вследствие сезонных процессов набухания и высыхания (педотурбация), деформаций, связанных с промерзанием и оттаиванием (криотурбация) и с землеройной деятельностью многочисленных почвенных животных (биотурбация), а также выносом  $^{137}\text{Cs}$ , корневыми системами растений. Эти процессы происхо-

дят более активно в черноземных почвах по сравнению с дерново-подзолистыми почвами [33].

Подсчет личинок майского хруща в весенний период отбора проб показал, что их количество на водораздельных участках ландшафтов варьирует от 35 до 55 шт./м<sup>2</sup>, что указывает на чрезвычайно большую заселенность черноземных почв личинками жуков. В совокупности с активной деятельностью дождевых червей, населяющих гумусные слои почвы [34], следует признать биотурбационные процессы весьма значимым фактором для интенсификации перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  в верхних слоях черноземных почв. Значительное влияние биотурбационных процессов на миграцию радионуклидов отмечали сотрудники НПО "Тайфун" в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС [35].

Следует учитывать, что северная часть лесостепной зоны характеризуется наиболее выраженным по сравнению с центральной и южной

**Таблица 2.** Вертикальное распределение <sup>137</sup>Cs по слоям почвы различных элементов склоновых ландшафтов, % от суммарного содержания

**Table 2.** Vertical distribution of <sup>137</sup>Cs over the soil layers of various elements of slope landscapes, % of the total content

Элемент рельефа	Слой почвы, см				
	0–5	5–10	10–15	15–20	20–25
1993 г.					
Водораздел	74.5	18.4	4.5	2.3	0.3
2006 г., восточный склон					
Водораздел	43.2	31.5	14.7	7.0	3.7
верх склона	40.2	30.7	17.1	7.7	4.3
середина склона	43.3	31.4	15.9	6.6	2.9
днище (погребенный слой)	62.2	22.5	9.9	3.9	1.5
2006 г., южный склон					
водораздел	47.9	30.8	12.1	6.2	2.9
верх склона	47.6	32.3	12.2	4.5	3.4
середина склона	46.7	27.5	15.2	7.1	3.6
днище (погребенный слой)	36.7	44.1	13.1	5.0	1.1

провинциями промывным режимом, что также способствует миграции радионуклидов с фильтрационными водами.

В отдаленный период после аварии процесс перераспределения <sup>137</sup>Cs замедлился, однако в 2007–2016 гг. радионуклид регистрировался уже на глубине 30–35 см. Следует отметить, что в этот период наблюдается стабилизация запасов <sup>137</sup>Cs в верхних слоях черноземных почв.

**Эрозионные ландшафты.** Исследование распределения <sup>137</sup>Cs в почвах эрозионных ландшафтов Среднерусской возвышенности показало, что процессы миграции происходят медленно и основная часть радионуклида через 20 лет после аварии была сосредоточена в верхних 0–5 см (40.2–47.9%) и 5–10 см (27.5–32.3%) слоях почвы, что составляло 70.9–74.4% от их суммарного количества (табл. 2). За период с 1993 по 2006 г. произошло значительное уменьшение запаса <sup>137</sup>Cs в слое 0–10 см с 92.9 до 74.4%.

Изучение распределения <sup>137</sup>Cs в верхних, средних и нижних частях склоновых эрозионных агроландшафтов показало, что в верхней части практически всех склонов максимальное содержание радионуклида регистрируется в слоях 0–5 см почвы (рис. 2, а). В средней части склонов может иметь место как распределение <sup>137</sup>Cs аналогичное верхней микрозоне, так и некоторое превышение содержания <sup>137</sup>Cs в слое почвы 5–10 см по сравнению с верхним слоем 0–5 см (рис. 2, б и 2, в). В нижней части склонов характер распреде-

ления <sup>137</sup>Cs в почвах имеет тенденцию выравнивания запасов <sup>137</sup>Cs в верхних слоях 0–5 и 5–10 см почвы (рис. 2, г).

Выявленные закономерности, вероятно, обуславливаются тем, что верхняя элювиальная часть склонов является транзитной зоной, что приводит к “очищению” верхней поверхности склонов. Средняя микрозона также является преимущественно транзитной, однако в ряде понижений наблюдается накопление почвенного субстрата, содержащего <sup>137</sup>Cs. При транзитно-аккумулятивных процессах на наиболее загрязненный в начальный период времени слой 0– см почвы наслаиваются наносы с меньшей удельной активностью, т.е. происходит его “захоронение”. У подножья склонов аккумулятивные процессы преобладают над транзитными, при этом характер распределения <sup>137</sup>Cs в почвах аналогичен транзитно-аккумулятивной средней микрозоне. Следует отметить, что в эрозионных агроландшафтах процессы вертикальной миграции радионуклидов сопряжены с латеральными и горизонтальными процессами. В зависимости от соотношения интенсивности и скорости этих процессов результирующая может быть разнонаправленной.

**Пойменные ландшафты.** Изучение вертикальной миграции радионуклидов в пойменных ландшафтах было проведено в 30-километровой зоне ЧАЭС в долине р. Припять (Гомельская область). В первый период после аварии (1986–1987 гг.) практически все количество радионуклидов находилось в слое 0–2 см. Интенсивность миграции зависела от характеристик радионуклидов. В 1989 г. 77.0–85.7% радионуклидов содержалось в слое 0–2 см, при этом в слой 2–5 см наиболее активно мигрировал <sup>106</sup>Ru и <sup>137</sup>Cs – 15.4 и 18.6% соответственно. В слой 5–10 см более интенсивно перераспределялся <sup>106</sup>Ru – 7.0% (табл. 3).

В отдаленный период после аварии изучение закономерностей распределения <sup>137</sup>Cs в почвах пойменных ландшафтов показало, что в прирусловой вале и верхней части поймы основное количество радионуклидов было сосредоточено в верхнем слое 0–5 см почвы, в то время в центральной и нижней частях поймы основной запас <sup>137</sup>Cs находился в слоях 5–10 и 10–15 см (пойма р. Ипуть, р. Вепринка, Брянская область; р. Локна, Тульская область). Характер распределения <sup>137</sup>Cs по профилю почвенных горизонтов является следствием влияния гидрологических режимов на возвышенных и пониженных частях поймы, а также различными свойствами почв (рис. 3).

В пойме р. Ипуть (Клинцовский район Брянской области) также были получены данные о влиянии геоморфологических условий на вертикальную миграцию радионуклидов. В зоне перетложения наносов на склонах гривы наблюда-

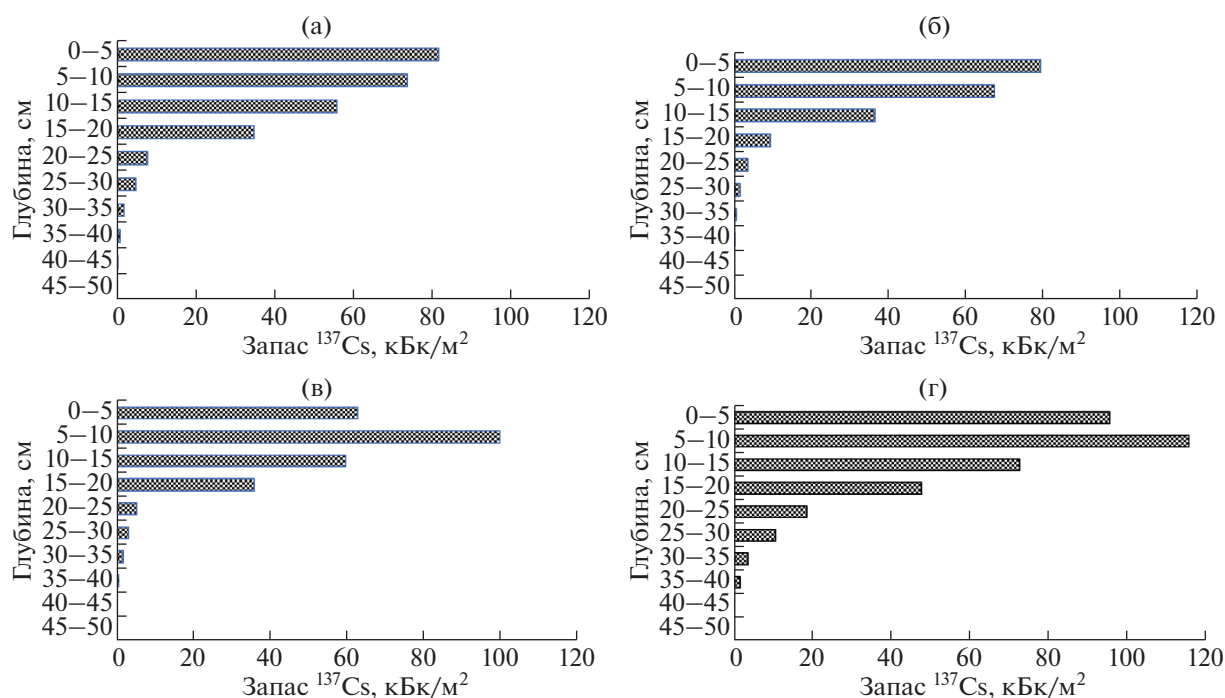


Рис. 2. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почв верхней (а), средней (б и в) и нижней (г) частях микрозон склоновых ландшафтов (Тульский НИИСХ, п. Молочные Дворы, данные 2006 г.).

Fig. 2. Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the soil profile of the upper (a), middle (b and c) and lower (d) parts of microzones of slope landscapes (Tula Research Institute of Agricultural Sciences, Molochnye Dvory village, 2006 data).

лось примерно равное распределение запаса  $^{137}\text{Cs}$  в слоях 0–5 и 5–10 см (33.8 и 31.9%). В транзитной зоне было зарегистрировано уменьшение плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  на 20% по сравнению с верхней точкой профиля, а в зоне формирования грив высокой поймы увеличение более чем на 50%. Этот факт регистрировался и в других исследова-

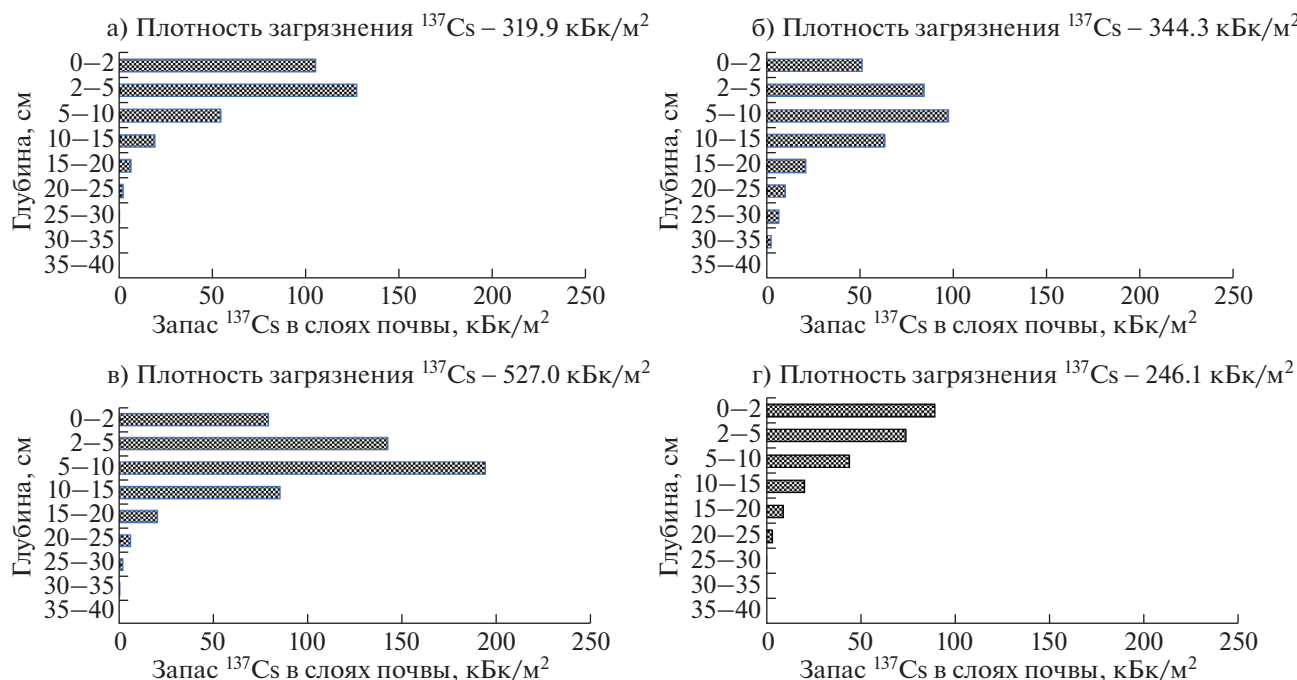
ниях [36]. В нижней части склона отмечено увеличение плотности загрязнения по сравнению с прирусловой частью поймы, что, вероятно, было обусловлено одновременно происходящими процессами как переотложения наносов при паводках и половодьях, так и их смывом в реку. Особенностью вертикального распределения на затопляе-

Таблица 3. Динамика изменения среднего содержания радионуклидов в верхних слоях пойменной аллювиальной глееватой супесчаной почвы

Table 3. Dynamics in the average radionuclides content in the upper layers of floodplain alluvial gleyic sandy loam soil

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %												
	Годы исследований												
	1986			1987			1988			1989			2020
	$^{106}\text{Ru}$	$^{144}\text{Ce}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{106}\text{Ru}$	$^{144}\text{Ce}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{106}\text{Ru}$	$^{144}\text{Ce}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{106}\text{Ru}$	$^{144}\text{Ce}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$
0–2	100	100	100	92.7	96.0	95.1	85.4	90.7	88.3	77.0	85.7	79.1	11.5
2–5	<п.о.	<п.о.	<п.о.	7.0	4.0	4.6	9.7	8.2	10.8	15.4	12.1	18.6	17.8
5–10	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.3	<п.о.	0.3	4.6	1.1	0.9	7.0	1.9	2.2	39.2
10–15	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.6	0.3	0.1	21.4
15–20	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.3	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	8.0
20–25	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	1.4
25–30	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.5
30–35	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.2





**Рис. 3.** Вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  по профилю пойменных почв: а) — средней части прируслового вала; б) — центральной, в) — нижней и г) — верхней частей поймы р. Вепринка (д. Веприн Клиновского района Брянской области), данные 2004 г.

**Fig. 3.** Vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the profile of floodplain soils: а) — the middle part of the near river bed rampart; б) — the central, с) — the lower and d) — the upper parts of the floodplain of the Veprinka river, (Veprin village, Klintsovsky district, Bryansk region), data from 2004.

мых участках поймы является заглупление пика максимального запаса  $^{137}\text{Cs}$  на глубину 5–10 см.

Закономерности распределения радионуклидов в различных типологических комплексах пойменных ландшафтов Полесской низменности характерны и для аналогичных ландшафтов Среднерусской возвышенности. В пойме р. Локна (Плавский район Тульской области) вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в пойменной части характеризовалось максимумом запаса  $^{137}\text{Cs}$  на глубине 5–10 см. В верхней части поймы на автоморфном участке основной запас  $^{137}\text{Cs}$  находился в слое почвы 0–5 см.

*Переувлажненные ландшафты.* В 1986–1992 гг. было исследовано распределение радионуклидов по профилю почв в 30-километровой зоне отчуждения ЧАЭС на склоновых почвах террас, прилегающих к пойменным долинам р. Припять. Установлено, что, несмотря на периодическое переувлажнение дерново-подзолистых глеевых почв, глубина миграции изучаемых радионуклидов за 3 года после аварии на ЧАЭС не превышала 10 см (табл. 4). В 1986–1987 гг. практически все количество выпавших радионуклидов находилось в слое 0–2 см. В 1989 г. более 85% изучаемых радионуклидов содержалось в слое 0–2 см, а в слой 2–5 см наиболее активно мигрировал  $^{106}\text{Ru}$  — 11,5%, ко-

торый также характеризовался наибольшим проникновением в слой почвы 5–10 см — 3%.

Для изучения закономерностей миграции  $^{137}\text{Cs}$  в гидроморфных торфяных почвах в 2000–2002 гг. были проведены полевые исследования на территории Брянской области. Установлено, что вертикальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в торфяных почвах определяется комплексом факторов, среди которых наибольшее значение имеют тип и свойства торфяников, их гидроморфность, в том числе длительность периода переувлажнения торфяных почв, а также степень освоенности или пирогенности (нарушенности пожарами). Через 15 лет после аварии на Чернобыльской АЭС  $^{137}\text{Cs}$  наиболее интенсивно перераспределялся  $^{137}\text{Cs}$  по слоям гидроморфных увлажненных верховых и низинных торфяников.

Для обводненных низинных торфяников максимальное содержание  $^{137}\text{Cs}$  наблюдалось в слое 0–10 см — от 18 до 50% от суммарного запаса. Однако характер распределения радионуклида в более глубоких слоях имеет некоторые различия, которые обусловлены влиянием режима увлажнения. В болотной низинной почве (участок № 2)  $^{137}\text{Cs}$  регистрировался до глубины 35 см и наблюдалось два пика: первый — в слое 0–5 см (23% от суммарного запаса  $^{137}\text{Cs}$  слое 0–35 см), а второй —



**Таблица 4.** Миграция радионуклидов в дерново-подзолистой глеевой легкосуглинистой почве  
**Table 4.** Migration of radionuclides in sod-podzolic gley light loamy soil

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %												
	Годы исследований												
	1986			1987			1988			1989			2020
	<sup>106</sup> Ru	<sup>144</sup> Ce	<sup>137</sup> Cs	<sup>106</sup> Ru	<sup>144</sup> Ce	<sup>137</sup> Cs	<sup>106</sup> Ru	<sup>144</sup> Ce	<sup>137</sup> Cs	<sup>106</sup> Ru	<sup>144</sup> Ce	<sup>137</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs
0–2	100	100	100	95.4	98.0	97.7	89.5	90.7	93.3	85.2	88.7	89.1	15.8
2–5	<п.о.	<п.о.	<п.о.	4.6	2.0	2.2	8.0	8.2	6.2	11.5	9.9	9.5	29.3
5–10	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.3	<п.о.	0.1	2.5	1.1	0.5	3.0	1.2	1.3	20.0
10–15	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.3	0.2	0.1	13.8
15–20	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.3	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	11.2
20–25	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	5.3
25–30	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	4.2
30–35	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.4

в слое 15–20 см (22%) (рис. 4). Наличие двух пиков, возможно, обусловлено влиянием геохимических барьеров, либо процессами криотурбации [37]. В болотной низинной почве (участок № 4) максимум приходился на глубину 5–10 см – 50% <sup>137</sup>Cs от суммарного запаса. Далее содержание радионуклида резко снижается и на глубине 25 см <sup>137</sup>Cs составляло около 1%.

Аналогичная картина распределения <sup>137</sup>Cs наблюдается и в гидроморфных верховых и переходных торфяниках (рис. 4). В верхнем слое 0–5 см болотной верховой почвы (участок № 6) сохранилось около 28% радионуклида от суммарного запаса, а максимум регистрировался на глубине 5–10 см – 58%. В переувлажненной болотной переходной почве (участок № 3) в верхнем слое 0–5 см содержится 41% <sup>137</sup>Cs от суммарного запаса и по 27% – в слоях 5–10 и 10–15 см. Незначительная часть <sup>137</sup>Cs – 2% от суммарного запаса регистрируется на глубине 20–25 см.

Иное распределение <sup>137</sup>Cs наблюдается в осушенных или нарушенных пожарами и хозяйственной деятельностью торфяниках. Распределение <sup>137</sup>Cs в осушенном целинном переходном торфянике (участок № 7) характеризовалось максимальным содержанием в слое 0–5 см – 74% от суммарного запаса. Далее отмечается экспоненциальное снижение содержания радионуклида в почвенных слоях до глубины 35 см (рис. 4). В горелом переходном торфянике (участок № 8) в слое 0–5 см содержалось только 36% <sup>137</sup>Cs, а 50% было сосредоточено в слое 5–15 см. Далее по профилю отмечено экспоненциальное убывание <sup>137</sup>Cs до глубины 30 см.

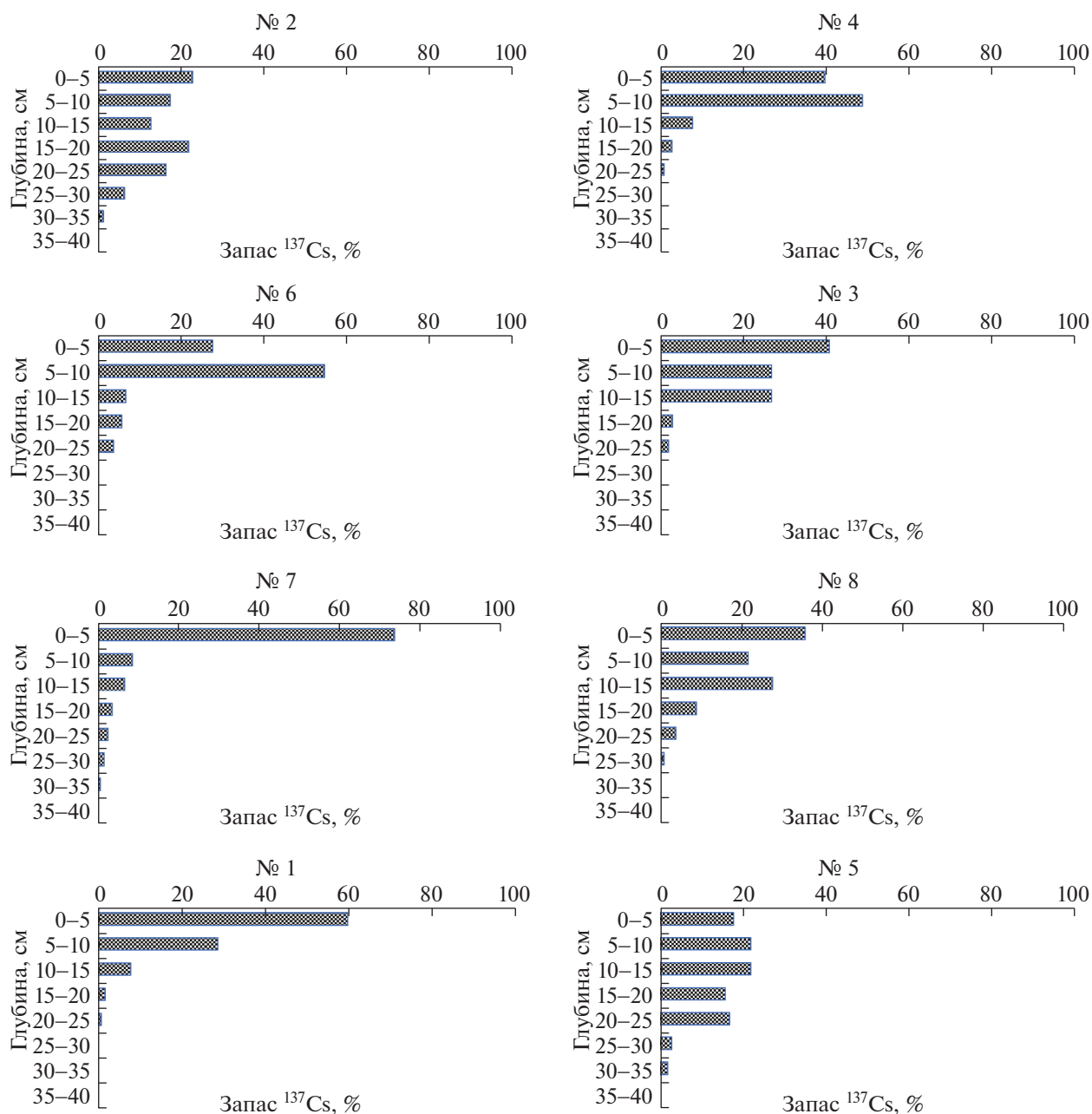
Осушение торфяников и вовлечение их в сельскохозяйственный оборот с последующей перепашкой приводили к относительно равномерно-

му распределению <sup>137</sup>Cs в пахотном слое почвы 25 см (участок № 5), изначально дифференцированного по удельной активности радионуклида профиля (участок 1), (рис. 4).

Таким образом, скорость вертикальной миграции <sup>137</sup>Cs в торфяниках определялась типом и особенностями их формирования. Процессы естественной миграции <sup>137</sup>Cs зависят от свойств торфяных почв, их особенностей и гидрологического режима. Хозяйственная деятельность или пожары приводят к относительно равномерному распределению радионуклида в профиле почв.

*Распределение <sup>137</sup>Cs в профиле почв и оценка параметров миграции с использованием двухкомпонентной квазидиффузионной модели.* В табл. 5 приведены результаты стратификации почвенных профилей ключевых разрезов, заложенных на выбранных постоянных пробных площадках. Относительное содержание <sup>137</sup>Cs в слоях почв постоянных пробных площадок, расположенных в 50-километровой зоне Чернобыльской АЭС, резко снижается с глубиной. Для гидроморфных почв этот процесс происходит более интенсивно, чем для автоморфных. Рассчитанный на основании экспериментальных данных центр распределения <sup>137</sup>Cs, определяемый по формуле  $X = \sqrt{2Dt}$  [38], в 1990 г. для автоморфных почв, находится на глубинах от 1.1 до 1.4 см (в среднем, 1.2 см), для гидроморфных – от 1.2 до 2.0 см (в среднем, 1.5 см). Связано это с тем, что коэффициенты миграции медленных компонент ( $M_1$ ), играющих основную роль в перемещении радионуклидов по профилю почв, существенно выше у гидроморфных почв.

В табл. 6 приведены коэффициенты квазидиффузии “медленной” ( $M_1$ ) и “быстрой” ( $M_2$ ) компонент вертикальной миграции <sup>137</sup>Cs, полученные на основании данных по распределению ра-



**Рис. 4.** Вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  по профилю гидроморфных почв: № 2 – болотной низинной торфяной (с. Старый Вышков Новозыбковского района), данные 2002 г.; № 4 – болотной низинной торфяной (с. Батуровка Красногорского района Брянской области), данные 2002 г.; № 6 – болотной торфяной верховой (п. Каменный Суражского района Брянской области), данные 2002 г.; № 3 – болотной торфяной переходной (с. Старые Бобовичи Новозыбковского района Брянской области), данные 2002 г.; № 7 и № 8 – ненарушенного пожарами и пирогенного участков осушенной болотной торфяной переходной почвы (с. Макаричи Красногорского района Брянской области), данные 2002 г.; № 1 – целинного участка осушенной болотной торфяной низинной почвы (с. Бабаки Новозыбковского района Брянской области), данные 2002 г.; № 5 – освоенного участка осушенной болотной торфяной низинной почвы (с. Кожаны Гордеевского района а Брянской области), данные 2002 г.

**Fig. 4.** Vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the profile of hydromorphic soils: № 2 – peats low moor (Stary Vyshkov village, Novozybkovsky district), data from 2002; № 4 – peats low moor (Baturovka village, Krasnogorsky District, Bryansk Region), data from 2002; № 6 – peats high moor (Kamenny village, Surazhsky district, Bryansk Region), data from 2002; № 3 – peats transitional moor (Stary Bobovichy village, Novozybkovsky District Bryansk region), data from 2002; № 7 and № 8 – undisturbed by fires and pyrogenic areas of drained peats transitional moor (p. Makarichi, Krasnogorsky district, Bryansk Region), data from 2002; № 1 – a virgin area of drained peats low moor (Babaki village, Novozybkovsky District, Bryansk Region), data from 2002; № 5 – a ploughed area of drained peats low moor (Kozhany village, Gordeyevsky district, Bryansk Region), data from 2002.

**Таблица 5.** Относительное содержание  $^{137}\text{Cs}$  в слоях почв постоянных пробных площадок, расположенных в 50-километровой зоне Чернобыльской АЭС (дата отбора проб: тт. 9, 10 – 01.09.1991 г., остальные – 01.09.1990 г.)  
**Table 5.** Relative content of  $^{137}\text{Cs}$  in the layers of the soil cuts located at permanent probe sites within in the 30-km zone of the Chernobyl nuclear power plant (date of sampling: permanent probe sites 9, 10 – 01.09.1991, remaining – 01.09.1990)

№ точки отбора	1	2	3	4	5	6	7	8*	9	10	11	12
Расстояние от ЧАЭС, км	5	5	15	15	35	35	20	20	7	7	25	25
Плотность загрязнения почв $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup> (на момент аварии)												
	3600	4900	9500	6100	950	1400	9000	8800	9100	11200	810	800
Слой, см	Относительное содержание $^{137}\text{Cs}$ в слое почвы, % (с учетом плотности сложения горизонтов)											
0–2	95.79	93.20	96.29	91.35	96.29	93.27	98.64	62.12	89.56	76.10	88.19	79.42
2–3	1.48	3.94	2.11	6.02	1.44	3.49	0.60	19.60	5.37	9.86	7.08	12.53
3–4	0.73	0.97	0.71	0.72	0.40	1.04	0.19	8.17	1.54	5.47	2.02	3.73
4–5	0.30	0.55	0.35	0.48	0.20	0.54	0.08	4.10	0.72	2.87	0.82	1.09
5–6	0.21	0.17	0.18	0.37	0.12	0.27	0.04	2.34	0.56	2.66	0.50	0.69
6–8	0.26	0.29	0.17	0.58	0.31	0.40	0.09	1.87	0.75	1.03	0.55	0.85
8–10	0.24	0.20	0.07	0.25	0.26	0.24	0.06	0.66	0.30	0.38	0.14	0.75
10–12	0.24	0.14	0.04	0.11	0.40	0.24	0.01	0.57	0.32	0.38	0.29	0.41
12–14	0.18	0.08	0.03	0.05	0.19	0.17	0.01	0.30	0.27	0.28	0.14	0.28
14–16	0.16	0.08	0.02	0.03	0.20	0.18	0.01	0.17	0.21	0.22	0.14	0.18
16–18	0.13	0.08	0.02	0.01	0.20	0.10	0.01	0.10	0.16	0.20	0.14	0.08
18–20	0.09	0.08	0.01	0.01	<п.о.	0.05	0.01	<п.о.	0.10	0.16	<п.о.	<п.о.
20–22	0.05	0.07	0.01	0.01	<п.о.	<п.о.	0.01	<п.о.	0.04	0.16	<п.о.	<п.о.
22–24	0.04	0.06	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.009	<п.о.	0.05	0.16	<п.о.	<п.о.
24–26	0.03	0.04	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.005	<п.о.	0.05	0.11	<п.о.	<п.о.
26–28	0.03	0.04	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.
28–30	0.03	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.

\* Уровень грунтовых вод расположен на глубине 18 см.

дионуклида в профиле исследованных почв в 1990–1991 г. (табл. 5). Определено также соотношение долей радионуклида, мигрирующих в виде медленной (1) и быстрой (2) компонент. Особый интерес вызывает тот факт, что величины  $M_2$  для почв “ближней” зоны выше (1.69–19.4), чем для почв “дальней” зоны: 0.65–1.94 см<sup>2</sup> в год. Это подтверждает большую подвижность  $^{137}\text{Cs}$  в “чернобыльских” выпадениях ближней зоны за период между аварией на ЧАЭС в 1986 г. и моментом отбора проб в 1990 г. Как правило, содержание радионуклида в виде медленной компоненты значительно превышает его содержание в виде быстрой компоненты. На основании параметров вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почв было установлено, что концентрация радионуклида, например, в верхнем слое 0–1 см через 35 лет снизится весьма значительно (в 5.7–6.6 раза), что преимущественно связано с выносом радионуклида в нижележащие горизонты.

Для оценки интенсивности процесса вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почвах и воздействия его на поступление радионуклида в растения чрезвычайно важным показателем является экологический период полуочищения корнеобитаемого слоя почв, т.е. без учета радиоактивного распада нуклида. Оценка периодов полуочищения для слоев 0–5 и 0–10 см почв экспериментальных участков показала, что интенсивность вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в гидроморфных почвах существенно выше, чем в сопряженных с ними автоморфных. Периоды полуочищения корнеобитаемых слоев 0–5 и 0–10 см гидроморфных почв составили: 172–461 и 282–758 лет соответственно, по сравнению с сопряженными автоморфными: 393–763 и 646–1253 года соответственно (табл. 7).

Эффективные периоды полувыведения радионуклида (с учетом периода полураспада) из слоя 0–5 см колеблются от 18.8 до 27.7 года, из слоя 0–10 см – от 27.3 до 30.1 года.

**Таблица 6.** Коэффициенты миграции “медленной” ( $M_1$ ) и “быстрой” ( $M_2$ ) компонент миграции <sup>137</sup>Cs, см<sup>2</sup>/год (1990 г.)

**Table 6.** Migration coefficients of the “slow” ( $M_1$ ) and “fast” ( $M_2$ ) migration components of <sup>137</sup>Cs, cm<sup>2</sup>/year (1990)

Точка	$M_1$	$M_2$	Отношение компонент 1/2	Точка	$M_1$	$M_2$	Отношение компонент 1/2
1	0.15	9.23	45.6	7	0.14	1.62	513.7
2	0.22	19.4	75.2	8	0.48	1.06	32.8
3	0.17	1.94	544.0	9	0.16	1.69	62.8
4	0.18	0.65	98.5	10	0.36	3.15	73.7
5	0.11	1.63	не опр.	11	0.21	0.81	66.3
6	0.19	1.24	118.1	12	0.25	0.84	37.3

**ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

Оценка последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции для почвенно-растительного покрова природных и аграрных экосистем включает в качестве ключевого компонента оценку периодов самоочищения почв в результате естественных биогеохимических процессов. Скорость перераспределения радионуклидов в почвенном профиле зависит от широкого спектра природных и антропогенных факторов, среди которых следует выделить ландшафтные условия, гидрологию региона, почвенные параметры, хозяйственную деятельность человека.

Миграция <sup>137</sup>Cs в различных типологических комплексах ландшафтах определяется локализацией в разных элементах рельефа, гидроморфностью, экспозицией склонов, наличием геохимических барьеров и т.д., что определяет необходи-

мость дифференцированной оценки роли процессов перераспределения радионуклида не только по вертикали почвенного профиля, но и в результате латеральных и горизонтальных процессов переноса загрязненных почвенных масс. Ландшафтные особенности миграции радионуклидов являются одним из важных факторов, который необходимо учитывать при планировании реабилитационных мероприятий на радиоактивно загрязненных территориях и их хозяйственном использовании.

Многолетние экспериментальные наблюдения показывают, что миграционные процессы <sup>137</sup>Cs в почвах протекают достаточно медленно. Эффективные периоды полуочищения колеблются от 18.8 до 27.7 года для слоя 0–5 см и от 27.3 до 30.1 года для слоя 0–10 см. При этом темпы вертикальной миграции <sup>137</sup>Cs в гидроморфных почвах существенно выше по сравнению с автоморфными почвами – экологические периоды полуочищения слоев 0–5 и 0–10 см для гидроморфных почв в 1.7–2.3 раза короче, чем для автоморфных.

Удовлетворительно описать процесс миграции <sup>137</sup>Cs позволяет двухкомпонентная квазидиффузионная модель вертикальной миграции. Использование модели для оценки изменения концентрации <sup>137</sup>Cs в любом слое почв со временем, например, в верхнем слое 0–2 см, показало, что через 35 лет содержание радионуклида снижается в 5.7–6.6 раза, что согласуется с экспериментальными данными.

**СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ**

1. *Абатуров А.М.* Полесья русской равнины в связи с проблемой их освоения. М., 1968. 246 с. [*Abaturov A.M.* Poles'ya russkoj ravniny v svyazi s problemoj ih osvoeniya. M.: 1968. 246 p. (In Russian)]
2. *Волкова Н.И.* Структурно-генетический ряд ландшафтов полесий и ополжий / Современные проблемы физической географии: Сборник. М., 1989. С. 122–134. [*Volkova N.I.* Strukturno-geneticheskij ryad landshaftov polesij i opolij. Sovremennye problemy

**Таблица 7.** Экологические периоды полуочищения верхних слоев почв для <sup>137</sup>Cs  
**Table 7.** Ecological clearance half-time for <sup>137</sup>Cs in the upper soil layers

Участок, №	Период полуочищения (лет) от <sup>137</sup> Cs для слоя	
	0–5 см	0–10 см
1	535	881
2	371	610
3	492	809
4	461	758
5	763	1253
6	437	718
7	598	982
8	172	282
9	512	841
10	229	376
11	393	646
12	327	538

- fizicheskoy geografii: Sbornik. M.: 1989. 122–134 p. (In Russian)]
3. *Кадацкий В.Б., Кириенко Е.Г., Лепешев А.А.* География Беларуси. Мн.: БГПУ, 2006. 192 с. [*Kadackij V.B., Kirienko E.G., Lepeshev A.A.* Geografiya Belarusi. Mn.: BGPU, 2006. 192 p. (In Russian)]
  4. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины. М.: Роскартография, 1998. 143 с. [Atlas radioaktivnogo zagryazneniya Evropejskoj chasti Rossii, Belorussii i Ukrainy. M.: Roskartografiya; 1998. 143 p. (In Russian)]
  5. *Кузнецов В.К. и др.* Горизонтальная и вертикальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в склоновых ландшафтах // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. № 3. С. 282–290. [*Kuznetsov V.K. i dr.* Gorizontalnaya i vertikal'naya migratsiya  $^{137}\text{Cs}$  v sklonovykh landshaftah // Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya. 2009. № 3. P. 282–290. (In Russian)]
  6. *Санжарова Н.И., Котик В.А., Архипов А.Н. и др.* Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов в почвах на лугах различных типов // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. № 4. С. 488–497. [*Sanzharova N.I., Kotik V.A., Arhipov A.N. i dr.* Kolichestvennye parametry vertikal'noj migratsii radionuklidov v pochvah na lugah razlichnykh tipov // Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya. 1996. V. 36. № 4. P. 488–497. (In Russian)]
  7. *Иванов Ю.А., Левчук С.Е., Киреев С.И. и др.* Подвижность радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах отчужденных территорий // Ядерная физика та енергетика. 2011. Т. 12. № 4. С. 375–384. [*Ivanov Yu.A., Levchuk S.E., Kireev S.I. i dr.* Podvizhnost' radionuklidov vybrosa CHAES v pochvah otchuzhdennykh territorij // Yaderna fizika ta energetika. 2011. V. 12. № 4. P. 375–384. (In Russian)]
  8. *Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Бобовникова Ц.И.* Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. 1989. Т. 66. № 3. С. 194–197. [*Silant'ev A.N., Shkuratova I.G., Bobovnikova C.I.* Vertikal'naya migratsiya v pochve radionuklidov, vypravshih v rezul'tate avarii na Chernobyl'skoj AES // Atomnaya energiya. 1989. V. 66. № 3. P. 94–197. (In Russian)]
  9. *Цыбулько Н.Н., Черныш А.Ф.* Горизонтальная миграция радионуклидов в эрозионных агроландшафтах // Проблемы радиологии загрязненных территорий: Юбилейный тематический сборник РНИУП “Институт радиологии”. Гомель, 2006. Вып. 2. 348 с. [*Cybul'ko N.N., Chernysh A.F.* Gorizontalnaya migratsiya radionuklidov v erozionnykh agrolandshaftah. Problemy radiologii zagryaznennykh territorij: Yubilejnyj tematicheskij sbornik RNIUP “Institut radiologii”. Gomel': 2006; 2. 348 p. (In Russian)]
  10. *Ананян В.Л., Мнацаканян Б.Т.* О миграции радиоцезия в различных типах почв Армении // Сообщение ИАП и Г АН Арм.ССР, 1971. № 11. С. 19–25. [*Ananyan V.L., Mnatsakanyan B.T.* O migratsii radioceziya v razlichnykh tipah pochv Armenii. Soobshchenie IAP i G AN Arm.SSR. 1971. № 11. P. 19–25. (In Russian)]
  11. *Тюрюканова Э.Б., Павлючка Ф.И.* Распределение радиоактивного стронция в почвах различных зон. М.: Атомиздат, 1967. 63 с. [*Tyuryukanova E.B., Pavlyuckaya F.I.* Raspredelenie radioaktivnogo stronciya v pochvah razlichnykh zon. M.: Atomizdat, 1967. 63 p. (In Russian)]
  12. *Зубарева И.Ф., Москевич Л.П., Ковеня С.В.* Вынос стронция-90 из дренированной почвы в процессе водной эрозии // Почвоведение. 1989. № 4. С. 144–147. [*Zubareva I.F., Moskevich L.P., Kovenya S.V.* Vynos stronciya-90 iz drenirovannoj pochvy v processe vodnoj erozii // Pochvovedenie. 1989. № 4. P. 144–147. (In Russian)]
  13. *Борзилов В.А., Коноплев А.В., Ревина С.К. и др.* Экспериментальное исследование смыва радионуклидов, выпавших на почву в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология. 1988. № 11. С. 43–53. [*Borzilov V.A., Konoplev A.V., Revina S.K. i dr.* Eksperimental'noe issledovanie smывa radionuklidov, vypravshih na pochvu v rezul'tate avarii na Chernobyl'skoj atomnoj elektrostancii // Meteorologiya i gidrologiya. 1988. № 11. P. 43–53. (In Russian)]
  14. *Лошчилов Н.А.* Влияние вторичного пылепереноса радиоактивных веществ на загрязнение населенных пунктов в зоне чернобыльской аварии // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. трудов УкрНИИСХР. Киев, 1991. С. 61–64. [*Loshchilov N.A.* Vliyaniye vtorichnogo pylperenosa radioaktivnykh veshchestv na zagryaznenie naselennykh punktov v zone chernobyl'skoj avarii. Problemy sel'skhozajstvennoj radiologii: Sb. nauch. trudov UkrNI-ISKHR. Kiev., 1991. P. 61–64. (In Russian)]
  15. *Кузнецов В.К., Грунская В.П., Калашников К.Г., Санжарова Н.И.* Особенности распределения  $^{137}\text{Cs}$  в агроландшафтах склонов северной части Лесостепной зоны // Агрехимия. 2009. № 2. С. 75–86. [*Kuznetsov V.K., Grunskaya V.P., Kalashnikov K.G., Sanzharova N.I.* Osobennosti raspredeleniya  $^{137}\text{Cs}$  v agrolandshaftah sklonov severnoj chasti Lesostepnoj zony // Agrohimiya. 2009. № 2. P. 75–86. (In Russian)]
  16. *Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Варфоломеева К.В.* Вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в дерново-подзолистой песчаной почве на лугах и в лесах Брянской области в 2015–2016 гг. // Радиационная гигиена. 2019. Т. 12. № 3. С. 27–41. [*Ramzaev V.P., Barkovskij A.N., Varfolomeeva K.V.* Vertikal'noe raspredelenie  $^{137}\text{Cs}$  v dernovo-podzolistoj peschanoj pochve na lugah i v lesah Bryanskoj oblasti v 2015–2016 gg. // Radiacionnaya gigiena. 2019. V. 12. № 3. P. 27–41. (In Russian)]
  17. *Bunzl K., Schimmack W., Krouglov S.V., Alexakhin R.M.* Changes with time in the migration of radiocesium in the soil, as observed near Chernobyl and in Germany, 1986–1994 // Sci. Total Environ. 1995. V. 175. P. 49–56.
  18. *Прохоров В.М.* Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981. 98 с. [*Prohorov V.M.* Migratsiya radioaktivnykh zagryaznenij v pochvah. M.: Energoizdat, 1981. 98 p. (In Russian)]
  19. *Анохин В.Л.* Моделирование процессов миграции радиоизотопов в ландшафтах. М.: Атомиздат, 1974. 144 с. [*Anohin V.L.* Modelirovanie processov migratsii radioizotopov v landshaftah. M.: Atomizdat, 1974. 144 p. (In Russian)]

- radioizotopov v landshaftah. M.: Atomizdat, 1974. 144 p. (In Russian)]
20. 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. 278 с. [Radioekologicheskie posledstviya avarii na Chernobyl'skoj AES: biologicheskie efekty, migraciya, rehabilitaciya zagryaznennyh territorij / Pod red. chl.-korr. RAN N.I. Sanzharovoj i prof. S.V. Fesenko. M.: RAN, 2018. 278 p. (In Russian)]
  21. *Арастович Т.В.* Влияние свойств почв на процесс вертикальной миграции радионуклидов // Изв. Национальной академии наук Беларуси. Серия аграрных наук. 2004. № 2. С. 23–25. [*Arastovich T.V.* Vliyanie svojstv pochv na process vertikal'noj migracii radionuklidov // Izvestiya Nacional'noj akademii nauk Belarusi. Seriya agrarnyh nauk. 2004. № 2. P. 23–25. (In Russ.)]
  22. *Подольак А.Г.* Влияние вертикальной миграции и форм нахождения <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr в почвах на их биологическую доступность на примере естественных лугов Белорусского полесья // Агрехимия. 2007. № 2. С. 72–82. [*Podolyak A.G.* Vliyanie vertikal'noj migracii i form nahozhdeniya <sup>137</sup>Cs i <sup>90</sup>Sr v pochvah na ih biologicheskuyu dostupnost' na primere estestvennyh lugov Belorusskogo poles'ya // Agrohimiya. 2007. № 2. P. 72–82. (In Russian)]
  23. *Кузнецов В.К., Спиридонов С.И., Иванов В.В. и др.* Динамика распределения <sup>137</sup>Cs в почвенном профиле целинных черноземов // Агрехим. вестн. 2020. № 4. С. 12–15. [*Kuznetsov V.K., Spiridonov S.I., Ivanov V.V. et al.* Dinamika raspredeleniya <sup>137</sup>Cs v pochvennom profile celinnyh chernozemov // Agrohimicheskij vestnik. 2020. № 4. P. 12–15. (In Russian)]
  24. *Гребенищикова Н.В., Самусев Н.И., Новак А.А.* Поведение радионуклидов Cs в дерново-подзолистых почвах Гомельской области // Тез. докл. III Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 18–19. [*Grebenshchikova N.V., Samusev N.I., Novak A.A.* Povedenie radionuklidov Cs v dernovo-podzolistyh, pochvah Gomel'skoj oblasti // Tez. dokl. III Vses. konf. po s.-h. radiologii. V. 1. Obninsk, 1990. P. 18–19. (In Russian)]
  25. *Шутов В.Н., Аржанова Е.В., Басалаева Л.Н.* Вертикальная миграция радиоцезия в почвах // Тез. докл. III Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Т.1. Обнинск, 1991. С. 32–33. [*Shutov V.N., Arzhanova E.V., Basalaeva L.N.* Vertikal'naya migraciya radioceziya v pochvah // Tez. dokl. III Vses. konf. po sel'skohozyajstvennoj radiologii. V. 1. Obninsk, 1991. P. 32–33. (In Russian)]
  26. *Анисимов В.С.* Влияние формы аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность <sup>137</sup>Cs в системе “почва–растение” в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС: Дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 140 с. [*Anisimov V.S.* Vliyanie formy avarijnyh vypadenij i fiziko-himicheskikh svojstv pochv na podvizhnost' <sup>137</sup>Cs v sisteme “pochva–rastenie” v 30-kilometrovoj zone hernobyl'skoj AES. [dissertacion]. Obninsk, 1995. 140 p. (In Russian)]
  27. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* О формах нахождения и вертикальном распределении <sup>137</sup>Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1991. № 9. С. 31–40. [*Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M.* O formah nahozhdeniya i vertikal'nom raspredelenii <sup>137</sup>Cs v pochvah v zone avarii na Chernobyl'skoj AES // Pochvovedenie. 1991. № 9. P. 31–40. (In Russian)]
  28. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* Миграция <sup>137</sup>Cs в почвах с гравитационным потоком влаги // Докл. РАСХН. 1994. № 1. С. 24–26. [*Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M.* Migraciya <sup>137</sup>Cs v pochvah s gravitacionnym potokom vlagi // Doklady RASKHN. 1994. № 1. P. 24–26. (In Russian)]
  29. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* Влияние физических и агрохимических свойств торфяных почв на относительное содержание различных форм <sup>137</sup>Cs, извлекаемых при разном соотношении почва: экстрагент // Мат. междунар. конф. “Радиоэкология торфяных почв”. Санкт-Петербург, 7–11 июня 1994 г. СПб., 1994. С. 101–104. [*Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M.* Vliyanie fizicheskikh i agrohimicheskikh svojstv torfyanyh pochv na odnositel'noe sodержание razlichnyh form <sup>137</sup>Cs, izvlekaemyh pri raznom sootnoshenii pochva: ekstragent // Materialy mezhdunarodnoj konferencii “Radioekologiya torfyanyh pochv”. S.-Peterburg, 1994. P. 101–104. (In Russian)]
  30. *Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г.* Измерение параметров миграции <sup>137</sup>Cs в почве // Атомная энергия. Т. 65. Вып. 2. 1988. С. 137–141. [*Silant'ev A.N., Shkuratova I.G.* Izmerenie parametrov migracii <sup>137</sup>Cs v pochve // Atomnaya energiya. 1988. V. 65. № 2. P. 137–141. (In Russian)]
  31. *Константинов И.Е., Скотникова О.Г., Солдатова Л.С., Сисигина Т.И.* Прогнозирование миграции цезия-137 в почвах // Почвоведение. 1974. № 5. С. 54–58. [*Konstantinov I.E., Skotnikova O.G., Soldatova L.S., Sisigina T.I.* Prognozirovanie migracii ceziya-137 v pochvah // Pochvovedenie. 1974. № 5. P. 54–58. (In Russian)]
  32. *Хекало Н.Л., Пучков Ю.Н.* Динамика содержания радионуклидов в черноземах Тульской области // Мат. науч.-практ. конф. “Чернобыль: экология, человек, здоровье”. М., 2006. С. 270–280. [*Hekalo N.L., Puchkov YN.* Dinamika sodержaniya radionuklidov v chernozemah Tul'skoj oblasti // Materialy nauchno-prakticheskoy konferencii “Chernobyl': ekologiya, chelovek, zdorov'e”. M., 2006. 270–280. (In Russian)]
  33. *Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П.* Сельскохозяйственная радиология. М.: Дрофа, 2005. 367 с. [*Fokin A.D., Lur'e A.A., Torshin S.P.* Sel'skohozyajstvennaya radiologiya. M.: Drofa, 2005. 367 p. (In Russian)]
  34. *Гиляров М.С., Криволицкий Д.А.* Жизнь в почве. М.: Изд-во Ростовского ун-та, 2011. 240 с. [*Gilyarov M.S., Krivoluckij D.A.* Zhizn' v pochve. M.: Izdatel'stvo Rostovskogo universiteta, 2011. 240 p. (In Russian)]
  35. *Булаков А.А., Коноплев А.В., Попов В.Е. и др.* Механизмы вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30-километровой зоны

- ЧАЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 14–18. [*Bulgakov A.A., Konoplev A.V., Popov V.E. i dr. Mekhanizmy vertikal'noj migracii dolgozhivushchih radionuklidov v pochvah 30-kilometrovoj zony CHAES // Pochvovedenie. 1990. №10. P. 14–18. (In Russian)*]
36. *Квасникова Е.В.* Трансформация поля загрязнения почвы искусственными радионуклидами // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем: Сб. трудов ИГКЭ. СПб.: Гидрометеоздат, 2002. С. 37–58. [*Kvasnikova E.V. Transformaciya polya zagryazneniya pochvy iskusstvennymi radionuklidami // Problemy ekologicheskogo monitoringa i modelirovaniya ekosistem: Sbornik trudov IGKE. Sankt-Peterburg: Gidrometeoizdat, 2002. P. 37–58. (In Russian)*]
37. *Линник В.Г.* Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели: Автореф. ... д-ра геогр. наук. М., 2008. 40 с. [*Linnik V.G. Landshaftnaya differenciaciya tekhnogennyh radionuklidov: geoinformacionnye sistemy i modeli. [dissertacion]. M., 2008. 40 p. (In Russian)*]
38. *Павлоцкая Ф.И.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с. [*Pavlotskaya F.I. Migraciya radioaktivnyh produktov global'nyh vypadenij v pochvah. M.: Atomizdat, 1974. 215 p. (In Russian)*]

## Vertical Migration of $^{137}\text{Cs}$ of Chernobyl Fallout in Various Soils

V. S. Anisimov<sup>a,#</sup>, V. K. Kuznetsov<sup>a</sup>, and A. I. Sanzharov<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia

<sup>#</sup> E-mail: vsanisimov@list.ru

The article presents the results of studying the processes of vertical migration of the main dose-forming radioisotope of the Chernobyl fallout –  $^{137}\text{Cs}$  within 50 km of the zone of the northern trace of the Chernobyl accident release on the territory of the Ukrainian and Belarusian sections of the Polesie lowland, as well as on the territories of the Russian part of the Polesie lowland and the Central Russian upland. The paper focuses on a retrospective analysis of methodological approaches to solving problems related to the assessment of the rate of vertical translocation of radionuclide from the soil profile and its entry to groundwater. Of particular value as reference points are the data obtained in the immediate vicinity (and at a slight distance from the Chernobyl nuclear power plant) immediately and in the next few years after the accident. In the course of the research, the methods generally accepted in soil science, geochemistry, and radioecology were widely used: conjugate geochemical analysis (CGA), comparative geographical analysis, soil keys, profile analysis, and radioisotope analysis. The results obtained showed that the intensity of the vertical migration of  $^{137}\text{Cs}$  in hydromorphic soils is significantly higher than in the automorphic soils associated with them. At the same time, the migration coefficients of slow components ( $M_1$ ), which play the main role in the movement of radionuclides along the soil profile, are significantly higher in hydromorphic soils. The ecological clearance half-time for  $^{137}\text{Cs}$  in the root layer for hydromorphic soils are, on average, 2 times shorter than for automorphic soils. It was found that in floodplain and waterlogged meadows in 1989, more than 90% of the  $^{137}\text{Cs}$  stock in the soils was contained in the upper 5 cm layer. By 2016–2020, the total amount of radionuclide no longer exceeded 45%. A similar pattern was observed in virgin meadows with chernozem soils. At the same time, the distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the soil profile with the highest content of  $^{137}\text{Cs}$  in the layer of 0–5 cm was stabilized in dry areas with sod-podzolic soils of light granulometric composition.

**Keywords:** radioactive contamination,  $^{137}\text{Cs}$ , soil, profile, landscape, vertical migration, two-component model