

**СОДЕРЖАНИЕ ФОРМ <sup>137</sup>Cs В ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ СУПЕСЧАНОЙ  
ПОЧВЕ РАЗНОЙ СТЕПЕНИ ГИДРОМОРФНОСТИ**

<sup>1</sup>Департамент по ликвидации последствий катастрофы на ЧАЭС, г. Минск, Беларусь

<sup>2</sup>Могилевский филиал РНИУП «Институт радиологии», г. Могилев, Беларусь

В ходе исследований, проводившихся на дерново-подзолистой супесчаной автоморфной и глееватой почвах, изучено содержание разных форм <sup>137</sup>Cs. Установлено, что удельный вес доступных растениям соединений (водорастворимая, обменная, подвижная) составляет в среднем 10-11%, недоступных (необменная, фиксированная) – 89-90%. Степень увлажнения почвы не оказывает заметного влияния на содержание доступных форм нуклида в верхнем ее слое.

*Ключевые слова:* <sup>137</sup>Cs, формы, доступность, почва, гидроморфность

**Введение**

В результате аварии на Чернобыльской АЭС загрязнению <sup>137</sup>Cs подверглось 46,5 тыс. км<sup>2</sup> территории Беларуси. В настоящее время сельскохозяйственное производство ведется на 935,9 тыс. га земель, загрязненных <sup>137</sup>Cs с плотностью 37 кБк/м<sup>2</sup> и выше.

Радиоцезий, являясь долгоживущим изотопом, в течение многих лет будет определять радиоактивное загрязнение сельскохозяйственной продукции и продуктов питания, поэтому важно определить распределение его химических форм в почве.

Растения поглощают радионуклиды, находящиеся в подвижной форме в почвенном растворе вблизи корневых систем. Интенсивность перехода радионуклида в растения в первую очередь зависит от содержания его в почвенном растворе, состав которого зависит от многих факторов. Распределение радионуклидов между твердой фазой почвы и почвенным раствором определяется процессами сорбции-десорбции, осаждения-растворения труднорастворимых соединений, коагуляции-пептизации коллоидных частиц [1].

Между формами радионуклидов в почве существует динамическое равновесие, в результате которого ионы, находящиеся в труднорастворимом состоянии, могут переходить, при определенных условиях, в подвижные формы и наоборот [2].

В аварийных выпадениях цезий находился в прочносвязанной форме в составе

твердых топливных частиц. Значительная его часть являлась также компонентом аэрозолей (конденсационных выпадений), характерных для районов, удаленных от реактора. На территории Беларуси это преимущественно районы северной части Гомельской области и районы Могилевской области, где отношение <sup>137</sup>Cs:<sup>90</sup>Sr составляет 350, тогда как на юге Гомельской области – 10-20 [3].

Установлено [4], что биологическая доступность <sup>137</sup>Cs в почвах 30-километровой зоны в 1988-89 гг. составляла в среднем 59%, а за ее пределами – 74% по сравнению с доступностью внесенного водорастворимого радионуклида.

Поведение в почве и доступность растениям <sup>137</sup>Cs отличаются от <sup>90</sup>Sr тем, что он активно фиксируется почвой, особенно в первый период после поступления в почву. В результате физико-химических реакций происходит не только ионообменное связывание <sup>137</sup>Cs, но и необменная сорбция (фиксация) твердой фазой почвы.

Впервые важность процесса необменной фиксации <sup>137</sup>Cs было отмечено В.М. Клечковским и И.В. Гулякиным [5]. Принято считать, что фиксация обусловлена взаимодействием ионов цезия с кристаллической решеткой глинистых минералов, поэтому важнейшую роль здесь играют такие почвенные характеристики, как минералогический и гранулометрический состав, структура глинистых минералов,

форма и размеры частиц, их содержание в почве [4].

Изменение подвижности радионуклидов в почве определяется во многом генетическими свойствами самой почвы и происходящими в ней физико-химическими процессами. Радиоцезий, участвуя в химических реакциях, прочно закрепляется в межпакетных пространствах кристаллических решеток глинистых минералов. Не исключаются и другие типы кристаллохимических реакций его в почве [6]. По мнению Э.Д. Шагаловой, фиксация радионуклида почвами представляет собой процесс изменения форм связи его с почвой, зависящий от почвенно-метеорологических условий. При этом истинная фиксация, то есть вхождение цезия в межпакетные пространства кристаллических решеток глинистых минералов и удержание в них составляет несколько процентов от всего сорбированного почвой  $^{137}\text{Cs}$  [7].

Биологическая доступность радионуклидов с течением времени меняется. За после аварийный период наибольшей трансформации подверглись физико-химические формы  $^{137}\text{Cs}$ . Выявлена общая тенденция снижения доли водорастворимых и обменных форм, доступных для растений, и увеличения доли фиксированных малодоступных форм. Удельный вес прочно фиксированного  $^{137}\text{Cs}$  в почвах колеблется от 75 до 95%. В дерново-подзолистых суглинистых почвах с высоким содержанием глинистых минералов доля доступных форм не превышает 5%, в дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почвах – 10-20%. Аналогичные данные по торфяным почвам [8].

Установлено, что содержание форм радиоцезия в почве зависит от степени и режима увлажнения почвы. С увеличением степени гидроморфности почв (от автоморфных к гидроморфным) удельный вес доступных для растений форм возрастает [9-11].

**Целью** настоящей работы стало определение подвижных форм радиоцезия в дерново-подзолистой супесчаной почве различной степени гидроморфности в отдаленный период чернобыльской аварии.

### **Материал и методы исследований**

Исследования проводили в 2007-2008 гг. в полевом опытном стационаре, расположенном на территории землепользования СПК «Зарянский» Славгородского района Могилевской области. Объектами исследований являлись дерново-подзолистые супесчаные автоморфная и глееватая (полугидроморфная) почвы на водноледниковых рыхлых супесях.

Агрохимические показатели почв и загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  (Ап):

- дерново-подзолистая супесчаная автоморфная почва:  $\text{pH}_{\text{KCl}} - 5,93$ ; содержание гумуса – 2,1%;  $\text{P}_2\text{O}_5 - 218$ ;  $\text{K}_2\text{O} - 173$  мг/кг почвы;  $\text{T} - 5,5$  мг-экв/100 г почвы;  $\text{V} - 60\%$ ; плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs} - 537$  кБк/м<sup>2</sup> (14,5 Ки/км<sup>2</sup>);

- дерново-подзолистая супесчаная глееватая (полугидроморфная) почва:  $\text{pH}_{\text{KCl}} - 6,3$ ; содержание гумуса – 2,3%;  $\text{P}_2\text{O}_5 - 117$ ;  $\text{K}_2\text{O} - 210$  мг/кг почвы;  $\text{T} - 7,6$  мг-экв/100 г почвы;  $\text{V} - 93\%$ ; плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs} - 492$  кБк/м<sup>2</sup> (13,3 Ки/км<sup>2</sup>).

Агрохимические показатели почв определяли по следующим методикам: кислотность почвы ( $\text{pH}_{\text{KCl}}$ ) – ГОСТ 26423-85; содержание подвижных форм фосфора и калия – ГОСТ 26207-91; содержание гумуса – ГОСТ 26213-91.

Удельную активность  $^{137}\text{Cs}$  в почвенных образцах определяли на  $\gamma$ - $\beta$ -спектрометре МКС-АТ1315. Формы  $^{137}\text{Cs}$  в почве определяли методом последовательного экстрагирования по Ф.И. Павлоцкой [12].

Полученные данные обрабатывали статистическими методами дисперсионного и корреляционного анализов с использованием стандартных пакетов программного обеспечения (Excel 7.0, Statistica 7.0).

### **Результаты исследования**

В таблице 1 приведены данные соотношения форм  $^{137}\text{Cs}$ , извлекаемых из почвы разными вытяжками. В водную вытяжку переходило от 0,4 до 1,4% радионуклида от общего содержания. Как правило, в  $\text{H}_2\text{O}$  переходят растворимые комплексные соединения радиоцезия, находящиеся с ком-

Таблица 1 – Содержание формы  $^{137}\text{Cs}$  в разных вытяжках

Почва	Активность почвы, Бк/кг	Удельный вес $^{137}\text{Cs}$ в вытяжках, % от общего содержания в почве			
		$\text{H}_2\text{O}$	1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$	1М $\text{HCl}$	6М $\text{HCl}$
Дерново-подзолистая супесчаная автоморфная	1835,8	0,4–1,4 0,9	4,5–7,1 5,8	4,1–4,3 4,4	46,3–50,4 48,3
Дерново-подзолистая супесчаная глееватая	1750,6	0,5–0,8 0,7	4,4–5,2 4,8	4,3–4,8 4,6	35,3–35,9 35,6
$\text{HCP}_{05}$		0,3	0,8	0,6	6,4

понентами почвы в нейтральной и (или) анионной форме, а также катионы нуклида, десорбирующиеся из почвы по механизму ионного обмена.

В ацетатаммонийную вытяжку (1М  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ) поступало 4,4-7,1% соединений  $^{137}\text{Cs}$ . Это в основном соединения, сорбированные в почвенно-поглощающем комплексе по механизму ионного обмена – обменная форма.

Слабым раствором соляной кислоты (1М  $\text{HCl}$ ) извлекалось 4,1-4,8% от общего содержания радиоцезия. Это соединения, находящиеся в почве в необменном состоянии, то есть формы, которые не переходят в почвенный раствор в обычных условиях. Сюда могут включаться также соединения, входящие в состав топливных частиц и нерастворимых радионуклид-органических комплексов. Все эти формы принято считать подвижными. Сильным раствором соляной кислоты (6М  $\text{HCl}$ ) из почвы извлекалось от 35,3 до 50,4% радиоцезия. Это необменные (неподвижные) его соединения.

Статистическая обработка полученных данных на автоморфной и полугидроморфной почвах показала, что между почвами достоверные различия по содержанию форм  $^{137}\text{Cs}$  в почве отмечаются только по обменной и необменной формам. По водорастворимой и необменной формам различия между почвами были несущественными.

Дерново-подзолистая супесчаная автоморфная почва характеризовалась более высоким содержанием обменной и необменной форм радиоцезия по сравнению с полугидроморфной (глееватой) почвой.

Водорастворимая, обменная и подвижная формы  $^{137}\text{Cs}$  считаются доступными для растений, хотя и в разной степени. Наибольший практический интерес представляют водорастворимая и обменная формы, поскольку они в первую очередь поглощаются растениями и определяют уровень загрязнения продукции.

Как показывают данные, приведенные на рисунке 1, в составе доступных растениям соединений наибольший удельный вес занимают обменные формы нуклида (4,8-5,8%), несколько меньше – подвижные

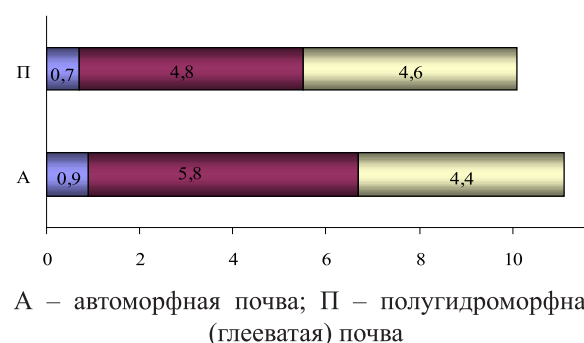


Рисунок 1 – Структура доступных растениям форм  $^{137}\text{Cs}$  в почвах

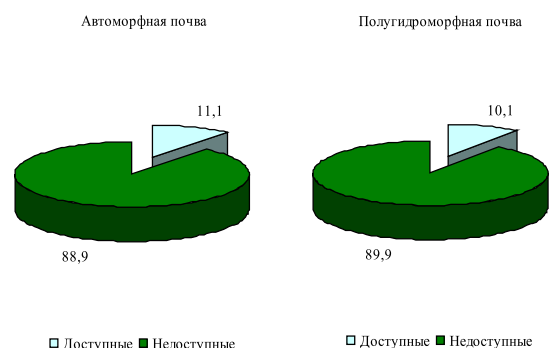


Рисунок 2 – Соотношения доступных и недоступных растениям форм  $^{137}\text{Cs}$  в дерново-подзолистой супесчаной автоморфной и полугидроморфной (глееватой) почвах

(4,4-4,6%) и очень незначительную долю – водорастворимые формы (0,7-0,9%).

На рисунке 2 приведены соотношения доступных и недоступных растением форм  $^{137}\text{Cs}$  в исследуемых почвах. В дерново-подзолистых супесчаных почвах с плотностью загрязнения радиоцезием 13,3-14,5 Ки/км<sup>2</sup> содержание доступных растением форм (водорастворимая, обменная, подвижная) составляет в среднем 10-11%, недоступных форм (необменная, фиксированная) – 89-90%.

Таким образом, можно сделать вывод, что за длительный послеаварийный период физико-химические формы  $^{137}\text{Cs}$  подверглись значительной трансформации в почве, в первую очередь необменной фиксации. Степень гидроморфности почвы одного типа не оказывает заметного влияния на содержание доступных форм нуклида в верхнем ее слое.

#### **Библиографический список**

1. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах и их поступлении в растения и накоплении в урожае // Под ред. В.М. Ключковского. – М.: Из-во АН СССР, 1956. – 177 с.

2. Павлоцкая, Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. / Ф.И. Павлоцкая // – М.: Атомиздат, 1974. – 107 с.

3. Голиков, Ю.Н. Радиоактивная загрязненность и радиационная обстановка ландшафтных комплексов Гомельской и Могилевской областей / Ю.Н. Голиков, П.И. Дацкевич, В.М. Долгов // Тез. докл. респ. науч.-практ. конф. по радиобиологии и радиоэкологии. – Мн. – 1990. – С. 74.

4. Бондарь, П.Ф. Оценка относительной биологической доступности цезия-137

в выпадениях и общей биологической доступности его в почвах на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению / П.Ф. Бондарь, Ю.А. Иванов, А.Г. Озорнов // *Агрохимия*. – 1992. – №2. – С. 102-110.

5. Ключковский, В.М. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения, циркония / В.М. Ключковский, И.В. Гулякин // *Почвоведение*. – 1958. – №3. – С. 1.

6. Иванов, С.Н. Характер сорбции микроколичеств цезия некоторыми минералами / С.Н. Иванов, Э.Д. Шагалова, С.С. Шифрина // *Доклады АН БССР*. – 1975. – Т.19. – №9. – С. 926.

7. Шагалова, Э.Д. Сорбция микроколичеств цезия некоторыми почвами Белоруссии / Э.Д. Шагалова // *Почвоведение*. – 1982. – №11. – С. 26.

8. 20 лет после чернобыльской катастрофы: последствия в Республике Беларусь и их преодоление. Национальный доклад // Под ред. В.Е. Шевчука, В.Л. Гурачевского. – Минск: Комитет по проблемам преодоления последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при Совете Министров Ресублики Беларусь. – 2006. – 112 с.

9. Василюк, Г.В., Путятин Ю.В., Шмигельская И.Д. и др. // *Агрохимический вестник*. – 2001. – № 3. – С. 12-16.

10. Богдевич, И.М., Подоляк А.Г., Жданович В.П. и др. // *Агрохимия*. – 2005 – №11 – С. 66-75.

11. Богдевич, И.М., Подоляк А.Г., Тимофеев С.Ф. и др. // *Почвоведение и агрохимия*. – 2005. – №2. – С. 203-213.

12. Павлоцкая, Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. – 215 с.