

КИНЕТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ПОВЕДЕНИЯ ^{137}Cs В СИСТЕМЕ «ПОЧВА - РАСТЕНИЕ», УЧИТЫВАЮЩАЯ АГРОХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПОЧВЫ

© 2011 г. Б. С. Пристер, В. Д. Виноградская

Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины, Киев

По данным многолетнего радиоэкологического мониторинга загрязненных в результате аварии на ЧАЭС угодий Украины исследована динамика накопления ^{137}Cs растениями в широком диапазоне экологических условий. На основании современных представлений о трансформации форм радионуклида в почве создана кинетическая модель поведения ^{137}Cs в системе «почва - растение», которая использует в качестве аргумента комплексную оценку агрохимических свойств почвы, рассчитанную по триаде - реакция почвенного раствора, содержание органического вещества и сумма поглощенных оснований. Установлена высокая точность разработанной модели и оценена возможность ее использования для других территорий.

Ключевые слова: модель, ^{137}Cs , радионуклид, сельскохозяйственная культура, тип почвы, агрохимические свойства почвы, коэффициент перехода, Sef .

Введение

Система поддержки принятия оперативных решений и планирования контрмер при аварийных выбросах АЭС и крупных радиационных авариях предусматривает использование прогностических моделей миграции радионуклидов в наземных экосистемах, в том числе в системе «почва - растение». Применяемые до аварии на ЧАЭС модели миграции не учитывали влияния процессов преобразований форм радионуклидов в почве на накопление их фитомассой растений [1 - 3]. В качестве основных процессов, определяющих динамику содержания нуклидов в почве, рассматривали вынос радионуклида за пределы корнеобитаемого слоя в результате вертикальной миграции, выноса с урожаем и радиоактивного распада [4, 5]. В настоящей работе построена кинетическая модель поведения радиоцезия в системе «почва - растение» и на основании экспериментальных данных многолетнего радиоэкологического мониторинга радиоактивно загрязненных после аварии на ЧАЭС территорий (1987 - 2009 гг.) определены численные значения ее параметров.

Материалы и методы исследований

Сеть мониторинга (рис. 1) позволила охватить широкий диапазон почвенных, биологических и климатических условий, непосредственно влияющих на переход радионуклидов из почвы в растения, что расширяет пространственные интервалы применения модели. Исследования проводили в 33 хозяйствах 4-х наиболее загрязненных после аварии на ЧАЭС областей Украины. Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs варьировала в широких пределах: от 100 до 3000 $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ на год выпадений.

Почвы представлены четырьмя типами, характерными для Полесья и Лесостепи Украины: торфяно-болотными, дерново-подзолистыми, серыми лесными и черноземами, внутри каждого выделены от 3 до 15 почвенных разновидностей. Такой диапазон почв позволил исследовать зависимость между коэффициентом перехода радионуклида в растения и свойствами почвы. Изучено 16 видов сельскохозяйственных культур разных семейств и видов, которые представляют практически все компоненты рационов животных и человека и их употребление обуславливает поступление основной части радионуклидов в организм.

Способность растений накапливать радионуклид оценивали величиной агрегатированного коэффициента перехода – TF (transfer factor), который является отношением удельной активности радионуклида в растении к плотности загрязнения почвы.

Пробы каждого вида культур и почвы отбирали в фазе продуктивной спелости растений. При отборе образцов особое внимание уделяли обеспечению сопряженности и репре-

зентативности. Сопряженность достигали путем пространственного совмещения мест отбора проб растений и почвы. Репрезентативность средней пробы обеспечивали за счет отбора достаточного количества индивидуальных образцов – 25 (по пять образцов методом конверта на краях и пересечении диагоналей поля). Методики отбора проб почвы и растений, а также их спектрометрического и агрохимического анализов точно выдерживали на протяжении всех лет проведения эксперимента [6]. База экспериментальных данных (БД) радиационного мониторинга включает больше 3,5 тыс. пар "почва - растение" и представляет собой массив сопоставимых и представительных данных о радиоактивном загрязнении почвы и растений.

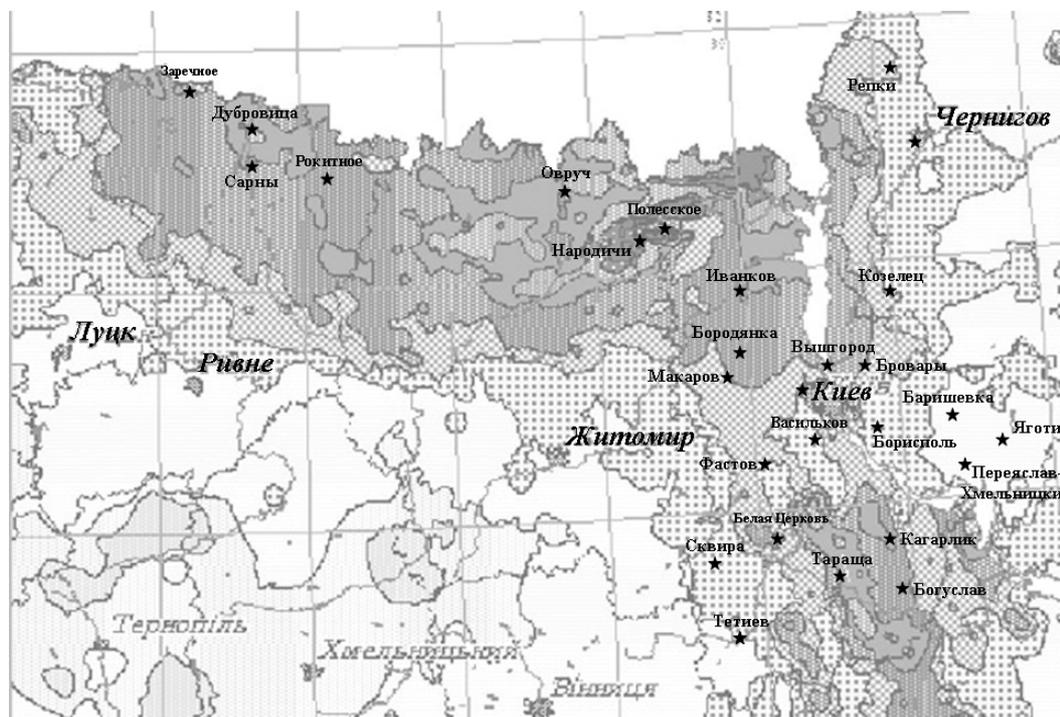


Рис. 1. Схема сети многолетнего радиоэкологического мониторинга (звездочками отмечены точки мониторинга).

Экспериментальные данные перед занесением в БД предварительно обрабатывали по специально разработанному многоступенчатому алгоритму. Первоначально были *сформированы выборки* «почва – растение – год». Далее *оценивали достоверность* результатов измерения удельной активности почв и растений с учетом количества зарегистрированных импульсов, фона установки и т.п. Затем проводили «*экспертную оценку*» данных по степени соответствия агрохимических и радиологических показателей почвы классификационному названию, основанному на ее генезисе. Следующим шагом было *отсевание или выбраковка данных* по критерию Стьюдента ($p = 0,05$). Последним шагом была *проверка гипотезы о линейной зависимости* удельной активности радионуклида в растении от плотности загрязнения почвы. Подтверждение линейной зависимости служит критериями идентичности почвенных условий в точках с различной плотностью загрязнения и правильности отнесения конкретного значения ТФ к определенной почвенной выборке. Использование разработанного алгоритма обработки экспериментальных данных позволяет в дальнейшем распространить модель на более широкий диапазон почвенных условий и биологических факторов.

Результаты и обсуждение

Исследование динамики ТФ ^{137}Cs из почвы в растения. Для исследования зависимости коэффициента перехода ^{137}Cs из почвы в растения от времени после выпадений использовано 48 временных рядов пар «почва (4 типа) – растение (16 культур)». Анализ динамики ТФ ^{137}Cs позволил описать ее в виде двухэкспоненциального уравнения

$$\text{TF}(t) = \text{TF}(0) \cdot \left\{ a_0^q \cdot \exp\left(-\frac{0.693 \cdot t}{T_e^q}\right) + a_0^s \cdot \exp\left(-\frac{0.693 \cdot t}{T_e^s}\right) \right\}, \quad (1)$$

где $\text{TF}(0)$ – экстраполированный на 1986 г. (год выпадений) коэффициент перехода; $a_0^q, a_0^s = 1 - a_0^q$ – доли первоначального содержания нуклида в почве с периодами полууменьшения T_e^q и T_e^s (обменная и фиксированная формы).

Экстраполированный на 1986 г. коэффициент перехода $\text{TF}(0)$ отображает биологические особенности растений по усвоению радионуклида из почвы одного типа. Значения $\text{TF}(0)$ для конкретного вида растений на различных типах почвы были протабулированы и представлены в более ранних работах авторов [6]. Выражение в фигурных скобках описывает процессы трансформации радионуклида в почве.

Анализ значений долей быстрого и медленного процессов уменьшения коэффициента перехода a_0^q и a_0^s и их периодов полууменьшения T_e^q и T_e^s показало, что они близки для различных видов растений на почве одного типа. Это означает, что биологические особенности растений не влияют на процессы трансформации форм радионуклида в почве и параметры уравнения (1) в фигурных скобках были усреднены по всем видам культур для каждого типа почвы [6, 7]. Сравнение величин a_0^q, a_0^s, T_e^q и T_e^s для различных типов почв между собой, а также с аналогичными параметрами, оцененными другими исследователями [8, 9], позволило описать схему преобразования форм радионуклида в почве.

Кинетическая модель поведения ^{137}Cs в системе «почва - растение». Процессы преобразования форм радионуклида во времени, влияющие на изменение коэффициента перехода его в растения, включают различные по природе механизмы сорбции радионуклида почвенно-поглощающим комплексом: ионный обмен между водорастворимыми и ионообменными формами, сорбция, десорбция, фиксация почвенными минералами. Концептуальная схема модели накопления радионуклида растениями из почвы представлена на рис. 2.

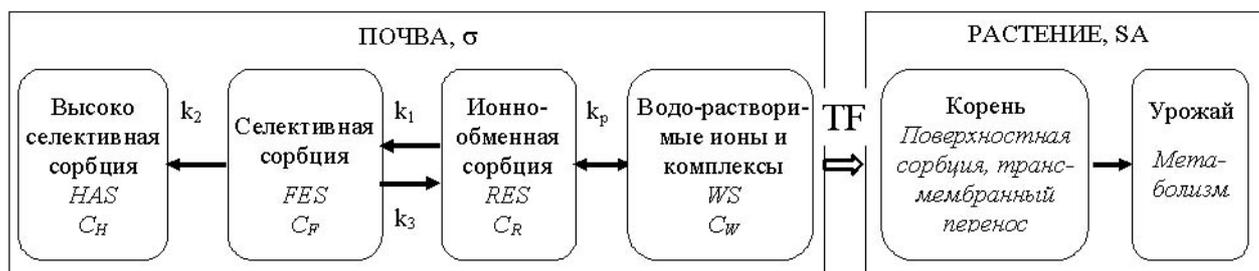


Рис. 2. Концептуальная схема модели поведения ^{137}Cs в системе «почва - растение»: C_R, C_F, C_H, C_W – концентрации радиоцезия на местах ионообменной сорбции RES , селективной FES , высокоселективной HAS и водорастворимой W_S .

Временные границы использования модели определены от момента радиоактивных выпадений $t_0 = 0$ до распада радионуклида. Параметры модели могут быть использованы для почв с агрохимическими свойствами: $\text{pH} < 7$, содержание органического вещества $< 6\%$ и сумма поглощенных оснований < 40 мг-экв/100 г почвы.

Модель учитывает разовое поступление ^{137}Cs в почву в водорастворимой форме (например, конденсационные выпадения аварийного выброса на ЧАЭС). Если радионуклид попадает в почву в нерастворимой форме (оплавленные силикатные частицы ядерных взрывов, топливные частицы), модель должна быть дополнена блоком, учитывающим высвобождение радионуклида в водорастворимую форму [10]. Модель не учитывает вынос радиоцезия из блока «почва» за счет горизонтальной ($< 1\%$ в год), вертикальной миграции (период полуочищения корнеобитаемого слоя $T_{эф} \approx 25$ лет) [6] в связи с низкой скоростью этих процессов по сравнению с иммобилизацией ^{137}Cs ($T_e^q < 2$ лет). Накопление радионуклида растением начинается сорбцией из почвенного раствора на поверхности корня. Модель учитывает только внутрпочвенные процессы перераспределения ^{137}Cs .

Почвенный блок модели. Основным процессом, определяющим динамику накопления радиоцезия растениями после попадания его в почву, является распределение радионуклида между жидкой (почвенный раствор - WS) и твердой (почвенно-поглощающий комплекс - ППК) фазами почвы (рис. 3).

Места сорбции Cs^+ на ППК сгруппированы в три основные группы [8]:

универсальные (неспецифичные) обменные по отношению к большинству ионов - RES (Regular Exchange Sites);

специфичные по отношению к ионам NH_4^+ , Cs^+ и др., находятся в устьевых зонах глинистых минералов - FES (Frayed Edge Sites);

высокоспецифичные, локализованные во внутрипакетных пространствах глинистых минералов - HAS (High Affinity Sites).

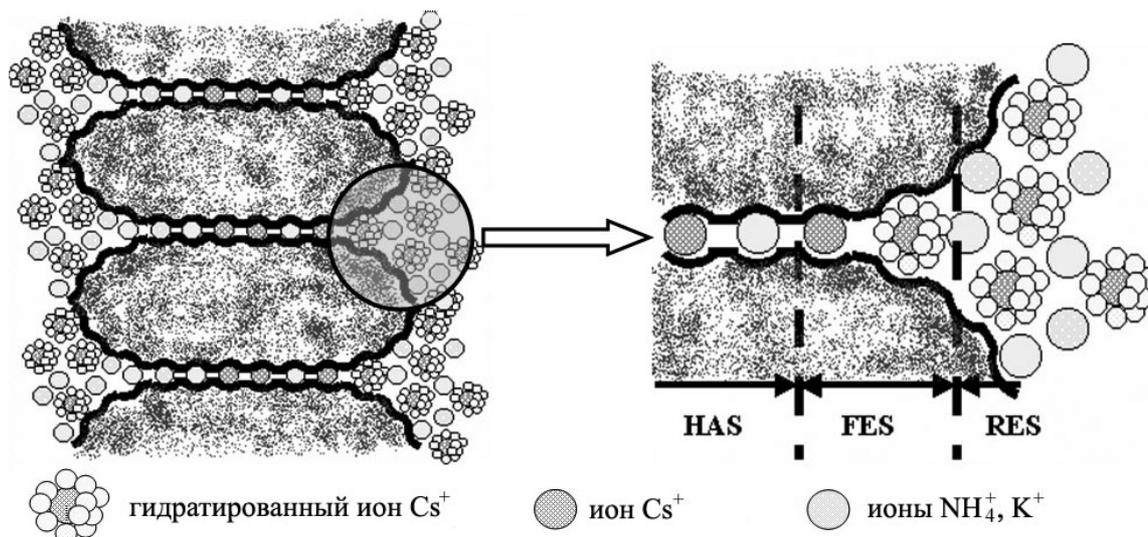


Рис. 3. Схематическое представление основных процессов поглощения ионов ^{137}Cs .

Распределение начинается с установления сорбционного равновесия ионов радионуклида в системе "почвенный раствор WS – ионообменные места RES". Время его установления принимается равным нулю $t_p = 0$ [11], так как переходные процессы занимают малый отрезок времени по сравнению с вегетационным периодом растений. Доля обменного радионуклида на местах RES в момент времени $t = 0$ определяется составом почвенного раствора. Далее при $t > 0$ обменные ионы Cs^+ сорбируются на селективно обменных местах FES [12, 13] со скоростью k_1 . Ионы Cs^+ прочно сорбированы на FES, однако со временем они частично десорбируются, переходя в обменное состояние RES со скоростью десорбции k_3 [8]. Под действием электростатических сил ион Cs^+ теряет гидратную оболочку. Это позволяет в дальнейшем селективно сорбированному на FES радиоцезию мигрировать на места высокоселективной сорбции HAS со скоростью k_2 . При заглублении дегидратированного иона цезия в межпакетные пространства устьевые зоны кристаллической решетки минерала схлопываются и выход (десорбция) его с этих сайтов становится практически невозможным [8, 14].

Радионуклид усваивается растениями непосредственно из почвенного раствора и его концентрация в растении пропорциональна количеству водорастворимой (доступной) формы радионуклида WS в почве [6, 15], динамика которой определяется процессами перераспределения радионуклида между местами сорбции RES, FES и HAS.

Растительный блок модели. Метаболические процессы переноса радионуклида по различным органам растения не формализуются, так как они недостаточно изучены и количественно не описаны. Так как формирование репродуктивного органа является видовой функцией растения и максимально стабилизировано на генетическом уровне, то в модели используется значение TF, которое определяется для растений в момент продуктивной спелости и является интегральным по всем физиологическим процессам показателем.

Математическая идентификация и реализация модели. Процесс трансформации форм радионуклида в почве записан в виде системы дифференциальных уравнений

$$\begin{cases} \frac{dC_R}{dt} = -k_1 \cdot C_R + k_3 \cdot C_F; \\ \frac{dC_F}{dt} = k_1 \cdot C_R - k_3 \cdot C_F - k_2 \cdot C_F; \\ \frac{dC_H}{dt} = k_2 \cdot C_F, \end{cases} \quad (2)$$

Полагается, что в начальный момент времени $t = 0$: концентрация Cs^+ на местах RES C_R равна начальной концентрации C_0 (концентрация выпадений) $C_R = C_0$, а на местах FES и HAS равна нулю $C_F = 0$, $C_H = 0$; изменения концентрации Cs^+ на всех местах сорбции равны нулю $\frac{dC_R}{dt} = 0$, $\frac{dC_F}{dt} = 0$, $\frac{dC_H}{dt} = 0$.

Аналитическое решение системы дифференциальных уравнений (2) имеет вид

$$TF(t) = TF(0) \cdot \left(\frac{k_1 - (2k_2 + \frac{k_3}{2})}{k_1 - k_2} \cdot e^{-(k_1 + \frac{k_3}{2}) \cdot t} + \frac{k_2 + \frac{k_3}{2}}{k_1 - k_2} \cdot e^{-(k_2 + \frac{k_3}{2}) \cdot t} \right) \quad (3)$$

Значения параметров уравнения (3) для дерново-подзолистой почвы в сельскохозяйственные культуры приведены в табл. 1.

Таблица 1. Средние для групп культур значения параметров модели для дерново-подзолистой почвы в ($\delta \leq \pm 25\%$)

Группа культур	TF(0), кг ⁻¹ ·м ²	Скорости процессов сорбции, год ⁻¹		
		k ₁	k ₂	k ₃
Естественные травы	29	0,35	0,0031	0,032
Сеянные злаковые травы	5,8	0,34	0,0025	0,036
Кормовые травы <i>клевер, люцерна, кукуруза</i>	3,8	0,33	0,0022	0,041
Овощные <i>капуста, томат, огурец</i>	2,9	0,35	0,0023	0,037
Клубни, корнеплоды <i>лук, свекла, картофель</i>	1,6	0,33	0,0029	0,037
Зерновые <i>озимая пшеница, ячмень, рожь</i>	0,89	0,34	0,0028	0,039
Среднее для всех культур	-	0,34	0,0026	0,038
Кратность различий	38	1,2	1,7	1,5

Различия значений скоростей сорбции и десорбции ионов Cs^+ на каждом из типов почвы, полученных с использованием экспериментальных данных о динамике TF для всех видов культур, не превышают двух раз. Таким образом, динамика TF отражает физико-химические процессы преобразования форм радионуклидов в почве, а биологические особенности растений обуславливают различия в абсолютных значениях TF радионуклида изученными культурами. Это позволяет усреднить значения скоростей трансформации форм радиоцезия k_1 , k_2 , и k_3 для каждой из групп почв по всем видам культур (табл. 2).

Абсолютные значения скоростей сорбции и десорбции на сайтах различной природы значительно отличаются для всех типов почв. Наибольшей скоростью характеризуется переход ионов радиоцезия с легко обменных мест RES на места селективной сорбции FES (k_1).

Скорость k_1 на торфяно-болотной почве в 2,2 раза выше, чем на минеральных почвах. Небольшие различия значений k_1 для различных минеральных почв свидетельствуют о незначительных отличиях прочности связи иона цезия на местах RES в каждой из них. Скорость селективной сорбции Cs^+ на FES k_1 больше на порядок скорости десорбции k_3 и на два порядка – скорости высокоселективной сорбции k_2 . Причем наибольшие различия между k_1 и k_2 , k_3 наблюдаются на черноземе (около 400 и 90 раз соответственно) и уменьшаются до торфяно-болотной почвы (40 и 9 раз). Это свидетельствует о том, что прочность удерживания ионов цезия на местах FES на черноземе больше, чем на серой лесной почве в два раза, на дерново-подзолистой – 3 - 4 раза, а на торфяно-болотной – 4 - 5 раз.

Таблица 2. Средние значения скоростей сорбции и десорбции ионов ^{137}Cs на различных сорбционных местах почвы, год $^{-1}$ ($\delta \leq \pm 25\%$)

Тип почвы	k_1	k_3	k_2
Торфяно-болотная	0,76	0,082	0,0085
Дерново-подзолистая	0,34	0,038	0,0026
Серая лесная	0,38	0,026	0,0017
Чернозем	0,48	0,013	0,0011

Скорости десорбции ионов радионуклида с мест FES на RES k_3 и фиксации на HAS k_2 наибольшие на торфяно-болотной почве, и уменьшаются в 6 - 7 раз в ряду минеральных почв до чернозема. Различия между значениями k_3 и k_2 близки (10 - 15 раз) для всех типов почв, что свидетельствует об общем механизме проникновения иона цезия в межпакетные пространства глинистых минералов, независимо от того, в какой почве находится этот минерал. Это объясняется тем, что влияние различий в составе почвенного раствора на участке кристаллической решетки между местами FES и HAS практически не может проявиться (см. рис. 3).

Величины экстраполированных на нулевой момент времени коэффициентов перехода радиоцезия, характеризующих биологические особенности растений, значительно отличаются для различных типов почв (табл. 3).

Таблица 3. Значения усредненных по группам культур экстраполированных на момент выпадения коэффициентов перехода $TF(0) ^{137}Cs$, кг $^{-1}$ ·м 2 ($\delta \leq \pm 25\%$)

Группа культур	Тип почвы			
	Торфяно-болотная	Дерново-подзолистая	Серая лесная	Чернозем
Естественные травы	223	29	10	-
Сеянные злаковые травы	95	5,8	4,9	3,3
Кормовые травы <i>клевер, люцерна, кукуруза</i>	39	3,8	1,9	1,7
Овощные <i>капуста, томат, огурец</i>	-	2,9	2,0	1,2
Клубни, корнеплоды <i>лук, свекла, картофель</i>	10	1,6	0,63	0,60
Зерновые <i>озимая пшеница, ячмень, рожь</i>	7,3	0,89	0,66	0,36
<i>Кратность различий</i>	<i>31</i>	<i>38</i>	<i>20</i>	<i>16</i>

Так, на почве одного типа естественные травы накапливают радиоцезий в 2 - 5 раз больше, чем сеянные злаковые травы, в 8 - 10 раз больше, чем сочные корма и овощные культуры, в 15 - 25 раз больше, чем клубни и корнеплоды, в 20 - 40 раз больше, чем зерновые. Эти различия отражают биологические свойства растений: различные требования куль-

тур к концентрации питательных веществ в почве, отличия в физиологических процессах накопления питательных веществ и радионуклидов в органах растений и т.д. Для всех видов культур $\text{TF}(0)$ принимают максимальные значения на торфяно-болотной почве и далее уменьшаются в ряду минеральных почв: на дерново-подзолистой в 7 - 15 раз, на серой лесной – 10 - 20 раз, на черноземе – 15 - 30 раз. Это позволяет предположить, что растения по способности накапливать радиоцезий по-разному реагируют на изменение почвенных свойств.

Прогноз загрязнения урожая сельскохозяйственных культур при указании названия типа почвы может быть сделан по уравнению (3) с использованием табулированных для изученных почв значений параметров, приведенных в табл. 2 и 3.

Аналитическое описание процесса перехода ^{137}Cs из почвы в растения с учетом агрохимических свойств почвы. Качественное классификационное группирование почв приводит к очень большим неопределенностям прогнозов загрязнения растений. Существующие модели [16] не позволяют количественно описать влияние свойств почвы на величину TF . Установлены зависимости TF ^{137}Cs от отдельных показателей почвы [17], использование которых возможно только в очень узком диапазоне свойств почвы. Авторами был разработан и запатентован метод комплексной оценки свойств почвы (КОСП) [18]. КОСП основана на представлении почвы в виде трехфазной системы, основными характеристиками которой являются рН почвенного раствора (жидкая фаза), содержание органического вещества (ОВ) и сумма поглощенных оснований (СПО) или содержание обменного калия (K_2O), характеризующие твердую фазу почвы. КОСП определяется графически как площадь сечения трехмерного пространства Sef – треугольника, вершины которого лежат на осях рН, ОВ, СПО [18, 19]. Так как свойства почвы имеют разную размерность, их значения нормированы на верхние значения для ряда изучаемых почв: рН = 7, ОВ = 6 % и СПО = 40 мг-экв/100 г почвы. Площадь сечения Sef определяется по формуле полупериметра треугольника (рН, ОВ и СПО) для конкретного типа почвы.

Установлено, что существует зависимость экстраполированного коэффициента перехода радиоцезия в растение из почвы от комплексной оценки ее свойств Sef :

$$\text{TF}(\text{Sef}, 0) = \text{TF}(0, 0) \cdot e^{-\lambda \cdot \text{Sef}}, \quad (4)$$

где $\text{TF}(0, 0)$ – экстраполированный на $t = 0$ коэффициент перехода ^{137}Cs в растение из почвы с $\text{Sef} \Rightarrow 0$; λ – реакция растения на изменение свойств почвы.

Сравнительная оценка значений скоростей сорбционных процессов со свойствами почвы показала, что k_1 , k_2 , k_3 также зависят от комплексной оценки свойств почвы Sef и эта зависимость может иметь линейный характер. Тогда кинетическая модель поведения ^{137}Cs в системе «почва (Sef) - растение» принимает математический вид:

$$\text{TF}(\text{Sef}, t) = \text{TF}(0, 0) \cdot e^{-\lambda \cdot \text{Sef}} \left\{ (1 + f \cdot \ln(\text{Sef})) \cdot e^{-q(1+\text{Sef})t} + (-f \cdot \ln(\text{Sef})) \cdot e^{-s(1-\text{Sef})t} \right\}, \quad (5)$$

где f – доля Cs^+ на ионно-обменных местах в почве с $\text{Sef} \Rightarrow 0$ при $t = 0$; q , s – скорости уменьшения количества ионов радионуклидов в доступной для растений форме, как интегральные параметры процессов: q – селективной сорбции и десорбции Cs^+ со скоростями k_1 и k_3 , s – селективной и высокоселективной сорбции со скоростями k_1 и k_2 (табл. 4).

Различия значений f , q и s для всех видов культур не больше 2,3 раз, что свидетельствует о том, что они не зависят ни от типа почвы, ни от биологических особенностей растений. Величина экстраполированного на момент выпадений коэффициента перехода в растения из почвы с $\text{Sef} \Rightarrow 0$ $\text{TF}(0, 0)$ уменьшается в ряду культур для ^{137}Cs от естественных трав к зерновым в 61 раз. Значения реакции растений на изменение свойств почвы λ различаются для всех культур в 4,3 раза.

Графически зависимость коэффициента перехода ^{137}Cs от свойств почвы и времени после выпадений представлена в трехмерном пространстве с осями TF, Sef и t (рис. 4).

Таблица 4. Значения параметров кинетической модели перехода радионуклидов из почвы в сельскохозяйственные культуры, учитывающей свойства почвы

Культура	Часть растения	^{137}Cs				
		TF(0, 0)	λ	f	q	s
Естественные травы	сено	55	6,1	0,030	0,32	0,072
Сеяные травы		7,2	2,2	0,032	0,30	0,067
Клевер	зеленая масса	9,2	5,6	0,033	0,29	0,043
Люцерна		6,2	3,3	0,032	0,31	0,051
Кукуруза		4,2	4,2	0,029	0,34	0,054
Капуста	кочан	4,5	3,0	0,032	0,32	0,071
Томаты	плоды	4,0	4,9	0,026	0,33	0,087
Огурец		2,7	1,9	0,030	0,36	0,065
Лук	луковица	2,9	3,9	0,031	0,29	0,049
Свекла	корнеплод	2,2	2,6	0,033	0,28	0,049
Картофель	клубни	2,0	5,3	0,032	0,33	0,040
Озимая пшеница	зерно	1,7	6,8	0,029	0,31	0,043
Ячмень		1,0	1,6	0,030	0,32	0,046
Рожь		0,90	2,2	0,032	0,26	0,038
<i>Кратность различий</i>		<i>61</i>	<i>4,3</i>	<i>1,3</i>	<i>1,4</i>	<i>2,3</i>
<i>Среднее значение</i>				<i>0,031</i>	<i>0,31</i>	<i>0,055</i>

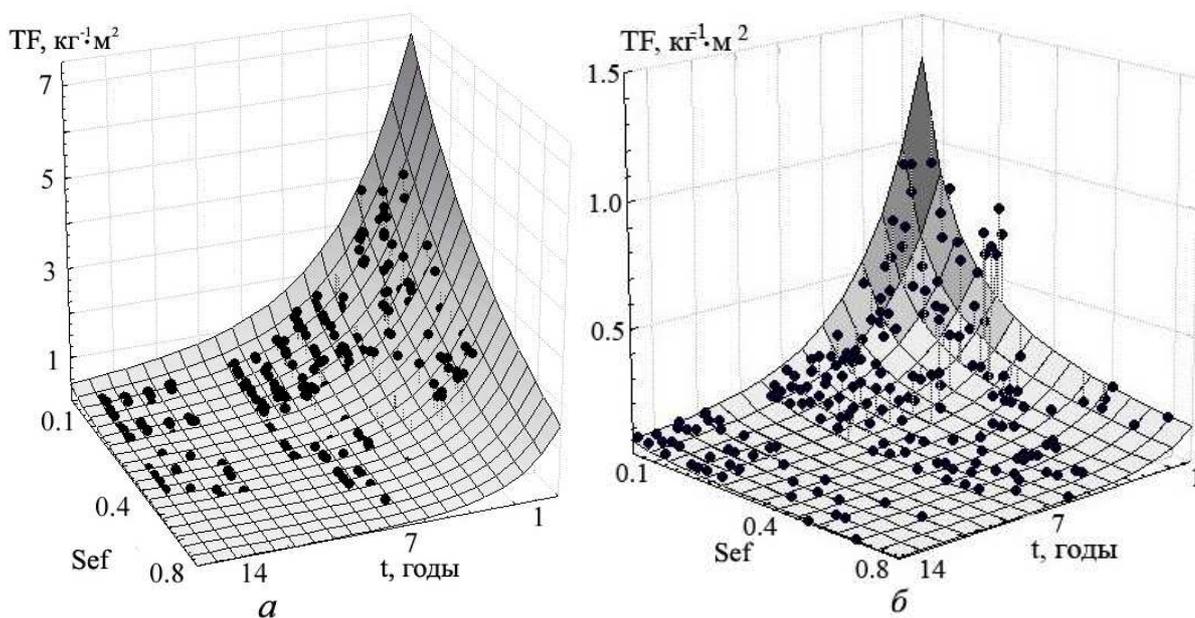


Рис. 4. Зависимость значения TF ^{137}Cs от комплексной оценки свойств почвы и времени после выпадений для сена сеянных трав (а) и клубней картофеля (б).

Диагностическая проверка и оценка качества модели. Оценка адекватности модели в отображении реальных данных по пяти основным статистическим критериям диагностики подтвердила полную адекватность разработанной модели и высокий уровень значимости ее параметров. Применение формальных статистик проверки качества прогноза показало почти идеальную корреляцию прогнозных и реальных рядов между собой, установлено, что точность модели не ниже 30 % в 80 % случаев.

Анализ чувствительности модели установил чувствительность результата расчета к входным данным. Существуют объективные причины такой чувствительности, среди которых: тип почвы или вид растений не отвечают классификационному названию, не учтено, что на территории с конкретным типом почвы проводились контрмеры, вследствие чего были изменены свойства почвы и т.д. В связи с этим разработаны основные «Требования к входной информации, которая используется в модели поведения радионуклидов цезия в системе «почва – растение».

Верификация модели миграции ^{137}Cs из почвы в растения по экспериментальным данным, полученным в отдаленный период после аварии на ЧАЭС на территории Украины в точках мониторинга (2006 - 2008 г.), показала, что точность расчетов по разработанной модели концентрации радионуклида в растениях лежит в пределах 30 % для 80 % выборок «почва - растение».

Для оценки возможности **использования модели для других территорий** использована БД франко-германской инициативы (FGI) За (2001 г.), которая содержит более 6 тыс. пар «почва - растение», полученных по данным мониторинга агрофитосферы на радиоактивно загрязненных территориях Беларуси, России и Украины. Данные БД FGI За были предварительно обработаны по алгоритму статистической обработки, предложенному при разработке модели. Данным, для которых агрохимические свойства почвы не укладывались в интервальные значения ее классификационного названия, присваивали низкие значения «экспертной оценки».

Результат расчета коэффициента перехода ^{137}Cs из почвы в растения с использованием параметров, табулированных для типа почвы и вида растений, имеет точность до 35 % в случаях, когда свойства почвы соответствуют классификационному названию. В точках с низкими значениями «экспертной оценки» различия между расчетными и экспериментальными значениями ТФ достигали 2 - 4 раз. Наиболее вероятной причиной несоответствий агрохимических свойств почвы ее классификационному названию и прогнозного значения ТФ реальному, может быть проведение контрмер. В этом случае использование названия генетического типа почвы для целей прогнозирования невозможно.

Точность прогнозирования с использованием параметров, табулированных только для вида растений и учитывающего значения агрохимических свойств почвы в виде Sef (см. рис. 4) намного выше. Для всех пар «почва - растение», даже в случае несоответствия агрохимических показателей классификационному названию почвы, относительное отклонение модельных значений ТФ ^{137}Cs от экспериментальных не превышает 40 %.

Таким образом, для точного прогнозирования загрязнения растительности радионуклидами следует применять модель поведения радионуклида в системе «почва - растение», которая учитывает комплексную оценку свойств почвы Sef. В случае отсутствия значений агрохимических свойств почвы можно использовать модель, параметризованную для типов почв. При этом следует учитывать, что результат прогнозирования будет «верхней» оценкой, а реальная величина загрязнения растений может быть ниже в 2 – 4 раза. Такая оценка достаточна для принятия решений в случае не превышения допустимых уровней содержания радионуклида в сельскохозяйственной продукции. В случае достижения или превышения «верхней» оценкой допустимых уровней необходимо провести дополнительное агрохимическое обследование почвы с целью уточнения прогнозного загрязнения растений.

В среде визуального программирования Delphi 6 созданы программные коды для прогнозирования концентрации радионуклидов в растениях в случае радиоактивных выбросов ядерных объектов с использованием кинетической модели поведения ^{137}Cs в системе «почва - растение».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Calculation of Annual Doses to man from Routine Releases of reactor Effluents for the Porpoise of Evaluating Compliance with 10 CFR // Nuclear Regulatory commission, Regulatory Guide. - Oct. 1977, Part 50, Appendix 1, Rev.1. - P. 1 - 109.*
2. *Moore R.E. et al. A Methodology for Estimating Environmental Concentrations and dose to man from Airborn releases of Radionuclides US DOE // Report ORNI-5532. - Oak Ridge National Laboratory NTIS, June 1979. - 89 p.*
3. *Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental transfer of Radionuclides from Routine Releases. Exposures of Critical Groups // International Atomic Energy, Safety Series. - 1982, No. 57.*
4. *Koch J., Tadmor J. A Dynamic model for Radioactivity transfer through the human food chain // Health Physics. - 1986. - Vol. 50, No. 6. - P. 721 - 737.*
5. *Müller H. and Pröhl G. A Dynamic Model for Assessing Radiological Consequences of Nuclear Accident // Health Physics. - 1988. - Vol. 64, No. 3. - P. 232 - 252.*
6. *Prister B.S., Baryakhtar V.G., Perepelyatnikova L.V. etc. Experimental Substantiation and Parameterization of the Model Describing ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr Behavior in a Soil-Plant System. // Environmental Science and Pollution Research. - 2003. - Special Issue No. 1. - P. 126 - 136.*
7. *Пристер Б.С. Проблемы прогнозирования поведения радионуклидов в системе почва – растение // Р. Г. Ильязов, В. Ф. Шакиров, Б.С. Пристер и др. Адаптация агроэкоосферы к условиям техногенеза. – Казань: ФЭН. - 2006. – С. 78 - 125.*
8. *Коноплев А.В., Коноплева И.В. Параметризация перехода ¹³⁷Cs из почвы в растения на основе ключевых почвенных характеристик // Радиационная биология. Радиозэкология. - 1999. - Т. 39, № 4. - С. 455 - 461.*
9. *Fesenko S.V., Spiridonov S.V., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M. Dynamics of Bioavailability in a Soil-Plant System in Areas of the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident Zone with a Different Physico-chemical Composition of Radioactive Fallout // J. Environ. Radioactivity. - 1997. - Vol. 34, No. 3. - P. 287 - 313.*
10. *Кашипаров В.А. Оценка и прогнозирование радиозэкологической обстановки при радиационных авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива // Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. - Обнинск, 2000. - 48 с.*
11. *Клечковский В.М., Целищева Г.Н. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае. - М.: Изд-во АН СССР. - 1956. - С. 3 - 74.*
12. *De Preter P. Radiocaesium retention in aquatic, terrestrial and Urban environment: a quantitative and unifying analysis // Ph. D. Thesis. K. V. Leuven. - Belgium, 1990. - P. 93.*
13. *Madruga M.J. Adsorption-desorption behaviour of radiocaesium and radiostrontium in sediments // Ph. D. Thesis. K. V. Leuven. - Belgium, 1993. - P. 121.*
14. *Brouwer E., Baeyens B., Maes A., Cremers A. Caesium and rubidium ion equilibria in illite clay // J. Phys. Chem. - 1983. - No. 87. - P. 1213 - 1219.*
15. *Prister B., Howard B., Vinogradskaya V. Regularities of Chernobyl ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr behaviour in soil-plant system. // International congress on the radioecology of continental and estuarine environments. - Aix-en-Provence-France, 3 - 7 Sept., 2001. - P2T11 (575).*
16. *International Atomic Energy Agency. Testing of environmental transfer models using Chernobyl fallout data from the Input River catchments area, Bryansk Region, Russian Federation // Report of the Dose Reconstruction Working Group of BIOMASS Theme 2. - April 2003. - 332 p.*
17. *Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В., Дугинов В.И., Хомутинин Ю.В. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва - растение // Проблемы с.-х. радиологии: Сб. науч. тр. – К., 1992. – С. 108 – 116.*
18. *Пристер Б.С. Количественная комплексная оценка свойств почвы при прогнозировании поведения радионуклидов в системе почва – растение // Вісник аграрної науки. - 2002. - № 1. – С. 61 – 68.*
19. *Пристер Б.С., Бизольд Г., Девиль-Кавелин Ж. Способ комплексной оценки свойств почвы для прогнозирования накопления радионуклидов растениями // Рад. биология. Радиозэкология. - 2003. – Т. 43, № 6. – С. 39 – 42.*

**КІНЕТИЧНА МОДЕЛЬ ПОВЕДІНКИ ¹³⁷Cs В СИСТЕМІ «ГРУНТ - РОСЛИНА»,
ЩО ВРАХОВУЄ АГРОХІМІЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ГРУНТУ**

Б. С. Прістер, В. Д. Виноградська

За даними багаторічного радіоекологічного моніторингу забруднених у результаті аварії на ЧАЕС угідь України досліджено динаміку накопичення ^{137}Cs рослинами в широкому діапазоні екологічних умов. На підставі сучасних уявлень про трансформацію форм радіонукліда в ґрунті створено кінетичну модель поведінки ^{137}Cs в системі «ґрунт – рослина», що використовує в якості аргументу комплексну оцінку агрохімічних властивостей ґрунту, розраховану за тріадою - реакція ґрунтового розчину, вміст органічної речовини та сума поглинених основ. Установлено високу точність розробленої моделі й оцінено можливість її використання для інших територій.

Ключові слова: модель, ^{137}Cs , радіонуклід, сільськогосподарська культура, тип ґрунту, агрохімічні властивості ґрунту, коефіцієнт переходу, Sef.

**THE KINETIC MODEL OF ^{137}Cs BEHAVIOR IN THE SYSTEM «SOIL - PLANT»
ACCOUNTING OF AGROCHEMICAL SOIL PROPERTIES****B. S. Prister, V. D. Vinogradskaja**

From data of the long-term radiological monitoring contaminated after Chernobyl accident lands of Ukraine investigated the dynamics of ^{137}Cs accumulation by plants in a wide range of environmental conditions. On the basis of modern concepts about the transformation of radionuclides forms in the soil created kinetic model the ^{137}Cs behavior in the system "soil - plant", which uses as an argument to a complex estimation of agrochemical properties of soil, calculated according to the triad - the reaction of the soil solution, organic matter content and the amount of absorbed bases. Establish the high accuracy of the model and estimate the possibility of its use for other territories.

Keywords: model, ^{137}Cs , radionuclide, agricultural production, soil type, soil agrochemical properties, transfer factor, Sef.

Поступила в редакцію 15.02.11