

На правах рукописи

РАХИМОВА НАТАЛЬЯ НИКОЛАЕВНА

**Геоэкологические особенности миграции радионуклидов  
Cs-137 и Sr-90 в почвенно-растительных комплексах степной  
зоны Оренбургской области**

Специальность 25.00.36 - Геоэкология

**АВТОРЕФЕРАТ**  
диссертации на соискание ученой степени  
кандидата технических наук

Пермь 2006

Работа выполнена в Государственном образовательном учреждении  
высшего профессионального образования  
«Оренбургский государственный университет»

**Научный руководитель:** кандидат технических наук,  
доцент Ефремов Игорь Владимирович

**Официальные оппоненты:** доктор технических наук,  
профессор Гершанок Валентин Александрович

кандидат биологических наук,  
доцент Юдичев Евгений Николаевич

**Ведущая организация:** Пермский государственный технический  
университет

Защита диссертации состоится 23 ноября 2006 в 14.00 часов на заседании диссертационного совета Д 212.189.05 в Пермском государственном университете по адресу: г.Пермь, ул.Букирева 15, в зале заседания ученого совета. Факс: (342) 237-16-11

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Пермского государственного университета

Автореферат разослан «    » октября 2006г.

Ученый секретарь  
диссертационного совета  
кандидат географических наук, доцент

И.А. Старков

### **Актуальность темы диссертации**

Основным реальным источником радиоактивного загрязнения почвенно-растительного комплекса являются глобальные радиоактивные выпадения из атмосферы долгоживущих радионуклидов после ядерных испытаний, а также выбросы техногенных радионуклидов, связанные с работой предприятий ядерного топливного цикла.

Основным источником поступления радионуклидов в наземные пищевые цепи является почва. В результате выпадений радионуклиды поступают на земную поверхность, аккумулируются в почве, включаются в биогеохимические циклы миграции и становятся новыми компонентами почвы. Почва является наиболее важным инерционным звеном, и от скорости миграции радионуклидов в почве во многом зависят темпы их распространения по всей цепочке. В результате перемещения в почве и последующего корневого поглощения радиоактивные вещества поступают в части растений, представляющие пищевую или кормовую ценность (Алексахин, Васильев, Дикарев, 1992).

Cs-137 и Sr-90 являются ведущими с точки зрения радиационной опасности нуклидами на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению с периодом полураспада соответственно 30,17 и 28,6 года (Корнеев, Павалаев, Алексахин, 1988).

По данным исследований (НПО «Радиевый институт» им. В.Г. Хлопина, 1993; НПО «Тайфун», 1991; ТОО «ТЭН-информ», 1993; Молчанова, Караваева, Михайловская, 1997), на территории Оренбургской области имеется несколько потенциальных источников загрязнения окружающей среды радионуклидами: эпицентр ядерного взрыва Тоцкого войскового учения, след радиоактивного облака, распространившегося после взрыва, а также места проведения подземных ядерных взрывов. Вместе с тем значительный интерес представляет исследование динамики радионуклидов Cs-137 и Sr-90, обусловленных глобальными выпадениями из атмосферы.

Имеются сведения (Самусик, 1999), что миграционные свойства Cs-137 и Sr-90 в почвенно-растительных комплексах существенно отличаются в зависимости от типа почв, механического состава и видовых различий растений. В связи с этим является актуальным вопрос выявления закономерностей миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в биогеоценозах степной зоны, а также изучение влияния физико-химических свойств почв на поступление Cs-137 и Sr-90 в растения.

### **Цель и задачи исследования**

Целью настоящей работы является исследование особенностей профильной миграции и поведения радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в системе почва-растение в зависимости от физико-химических параметров почв.

Для достижения указанной цели предусматривается решение следующих задач:

- исследование вертикальной миграции и определение закономерностей распределения радионуклидов Cs-137 и Sr-90 по профилю в зависимости от физико-химических свойств почв естественных экосистем степной зоны;

- исследование физико-химических свойств почв степной зоны Оренбургской области;
- исследование накопления радионуклидов Cs-137 и Sr-90 растениями естественных и агроэкосистем степной зоны;
- определение закономерностей изменения содержания радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в растениях в зависимости от физико-химических параметров почв;
- построение регрессионных зависимостей содержания радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в растениях от физико-химических свойств почв на основе метода группового учета аргументов;
- разработка методики оценки поступления радионуклидов в растения, учитывающая содержание цезия-137 в растениях и физико-химические параметры почв;
- разработка технологии восстановления почв, загрязненных радионуклидами Cs-137 и Sr-90.

#### **Объект и предмет исследования**

Объектом исследования являются почвенно-растительные комплексы степной зоны, подверженные глобальным выпадениям радионуклидов. Изучалась вертикальная миграция радионуклидов в почвах различных типов и накопление радионуклидов растениями степной зоны.

#### **Научная новизна работы:**

- предложена методика оценки интенсивности вертикальной миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 по почвенному профилю;
- для оценки поступления радионуклидов в растения разработана методика, учитывающая содержание цезия-137 в растениях и физико-химические параметры почв;
- разработана математическая модель миграции радионуклидов в почвенно-растительных комплексах, учитывающая процессы диффузии, сорбции твердой фазой почвы и корнями растений;
- определены ряды активности поглощения радионуклидов Cs-137 и Sr-90 растениями естественных и агроэкосистем степной зоны;
- предложен алгоритм технологии восстановления почв, загрязненных радионуклидами, с использованием метода фитомелиорации, в сочетании химических и микробиологических факторов воздействия на почву и растения.

**Наиболее существенные научные результаты, полученные лично автором**, состоят в разработке математической модели миграции радионуклидов в почвенно-растительных комплексах, учитывающей процессы диффузии, сорбции твердой фазой почвы и корнями растений; предложена методика оценки поступления радионуклидов в растения на основе регрессионных зависимостей, построенных методом группового учета аргументов, учитывающих физико-химические свойства почв; предложена технология восстановления почв, загрязненных радионуклидами в условиях степной зоны.

**Теоретическая и практическая ценность и реализация результатов работы** заключается в разработке методики на основе алгоритма самоорганизации, учитывающей содержание цезия-137 в растениях и физико-химические параметры почв, которая позволяет прогнозировать содержание

цезия-137 в растениях с учетом физико-химических свойств почв. Методика позволяет по выделенным физико-химическим показателям почвы определить содержание радионуклидов в растениях. Предложена технология восстановления почв степной зоны, загрязненных радионуклидами. На загрязненных участках предполагается выращивание специально подобранных видов растений степной зоны, обладающих свойством накапливать значительное количество радионуклидов, для извлечения из почвы радионуклидов корневой системой и максимального концентрирования их в наземной биомассе и последующей ее уборке и утилизации. Использование в предлагаемом способе водных растворов нитрата аммония и микроорганизмов позволит интенсифицировать переход радионуклидов в растворимые формы для усвоения корневой системой растений, получения максимальной биомассы растений, аккумулирующих радионуклиды, и значительного сокращения вегетационного периода.

Материалы работы и результаты исследований используются при чтении курса лекций и проведении практических занятий для студентов специальности 280101.65 «Безопасность жизнедеятельности в техносфере» в учебном курсе «Система защиты среды обитания» и по специальным дисциплинам для студентов специальности 280201.65 «Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов» в Оренбургском государственном университете, а также применяются Федеральным государственным учреждением Государственного центра агрохимической службы «Оренбургский» при мониторинге почвенно-растительных комплексов.

#### **Апробация работы**

Материалы диссертации докладывались на первой Всероссийской научно-практической конференции «Здоровьесберегающие технологии в образовании» (Оренбург, 2003), на региональных научно-практических конференциях молодых ученых и специалистов Оренбургской области (Оренбург, 2001-2003), на III съезде биофизиков России (Воронеж, 2004), на Всероссийской научно-практической конференции «Актуальные проблемы экологии» (Томск, 2004). На областной выставке научно-технического творчества молодежи «НТТМ-2003» за работу «Исследование накопления подвижных форм тяжелых металлов и радионуклидов цезия-137, стронция-90 в почвенно-растительных комплексах» автор награжден дипломом лауреата (Оренбург, 2003).

По материалам диссертации опубликовано 10 научных работ.

#### **Объем и структура работы**

Диссертационная работа состоит из введения, 5 глав, заключения, списка использованных источников из 197 наименований. Общий объем диссертации составляет 142 страницы машинописного текста, содержит 31 рисунок, 12 таблиц и 13 приложений.

#### **Основные положения, выносимые на защиту:**

- методика оценки интенсивности миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 по почвенному профилю;

- методика оценки поступления радионуклидов в растения, разработанная на основе алгоритма самоорганизации, учитывающая содержание цезия-137 в растениях степной зоны и физико-химические параметры почв;

- математическая модель миграции радионуклидов в почвенно-растительных комплексах, учитывающая процессы диффузии и сорбции твердой фазой почвы и корнями растений;

- алгоритм технологии восстановления почв, загрязненных радионуклидами, с использованием метода фитомелиорации, в сочетании химических и микробиологических факторов воздействия на почву и растения.

## ОСНОВНОЕ СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

**Во введении** рассматривается актуальность темы диссертации, сформулированы цели, задачи, теоретическая и практическая значимость, научная новизна работы.

**В первой главе** проведен обзор научной литературы, где рассматривается состояние изученности поведения радионуклидов в почвах и их поступление в растения. Проведен сравнительный анализ материалов исследований по оценке уровней глобальных выпадений и накопления в почве и растениях Cs-137 и Sr-90, наблюдаемых на территории России и Оренбургской области.

**Во второй главе** описаны механизмы поглощения радионуклидов почвами и профильной миграции радионуклидов в почве, а также на основе математического моделирования разработана модель миграции радионуклидов в почвенно-растительных комплексах, учитывающая процессы диффузии, сорбции твердой фазой почв и корнями растений.

Миграция радионуклидов по профилю почвы происходит благодаря перемещению почвенных частиц, в состав которых они входят, за счет движения почвенной влаги, содержащей растворимые и коллоидные их формы. Сорбция радионуклидов осуществляется за счет разных процессов и может быть быстрой обменной и медленной необменной (Ефремов и др., 2005).

Теоретически и практически показано, что для миграции стронция справедлива модель обычных уравнений диффузии Фика с эффективным коэффициентом диффузии (Прохоров, 1981; Фрид, 1970). Для случая миграции цезия-137 из-за процессов необратимости и неравновесности сорбции нельзя использовать уравнение Фика для описания миграции.

Рассмотрим в качестве возможной модели почву как гетерогенную диффузионную среду, состоящую из двух фаз: фаза I – твердая фаза почвы, которая сорбирует ионы радионуклидов, фаза II – почвенный раствор. В начальный момент времени в почвенном растворе фазы II образовалась концентрация ионов  $C_o$ . В процессе диффузии по профилю происходит сорбция радионуклидов на твердой фазе I и, кроме того, поглощение корневой системой растений (Ефремов, 1997).

Запишем уравнение, учитывающее диффузию, процессы сорбции твердой фазой почвы и корнями растений для почвенного раствора, предполагая, что концентрация меняется по профилю:

$$\frac{\partial C_o}{\partial t} = k \cdot D_x \cdot \frac{\partial^2 C_o}{\partial x^2} - \alpha \cdot C_o - \beta \cdot C_o, \quad (1)$$

где  $C_0$  - концентрация ионов радионуклидов в водном растворе в момент  $t$  в точке с координатой  $x$ ;

$D_x$  - коэффициент диффузии радионуклидов по профилю;

$k$  - коэффициент, учитывающий неоднородность потока диффузии из-за изменения сечения;

$\beta$  - константа скорости сорбции радионуклидов твердой фазой почвы;

$\alpha$  - константа поглощения радионуклидов корневой системой растений.

Дополним уравнение диффузии уравнением материального баланса для переноса вещества из жидкой фазы в твердую (почвенную и корневую систему):

$$\dot{a}_1 \cdot \frac{\partial \tilde{N}_1}{\partial t} = \beta \cdot C_0 \cdot a_0, \quad (2)$$

$$\dot{a}_2 \cdot \frac{\partial \tilde{N}_2}{\partial t} = \alpha \cdot C_0 \cdot a_0, \quad (3)$$

где  $C_1$  - концентрация радионуклидов в твердой фазе (почвенными частицами) в момент времени  $t$ ;

$C_2$  - концентрация радионуклидов в твердой фазе (корневой системе);

$a_0, a_1, a_2$  - объемные доли жидкой, твердой фазы и корневой системы.

Сорбцию радионуклидов твердой фазой почвы и корневой системой описали уравнения (2) и (3). Изменение концентрации в жидкой фазе за счет процессов сорбции определим:

$$\frac{dC_0}{dt} = -(\beta + \alpha)C_0, \quad (4)$$

откуда при  $C_0 = A$  и  $C_1 = 0$  получим:

$$C_0 = A \cdot \exp^{-(\beta+\alpha)t}. \quad (5)$$

С учетом уравнения (2) и (3) имеем:

$$\dot{a}_1 \frac{d\tilde{N}_1}{dt} = \beta \cdot a_0 A \cdot \exp^{-(\beta+\alpha)t} \quad (6)$$

$$a_2 \frac{dC_2}{dt} = \alpha \cdot a_0 A \cdot \exp^{-(\beta+\alpha)t}. \quad (7)$$

Интегрируя (6) и (7), получим:

$$C_1 = \frac{a_0 \beta A}{a_1 (\beta + \alpha)} (1 - \exp - (\beta + \alpha)t), \quad (8)$$

$$C_2 = \frac{a_0 \alpha A}{a_2 (\beta + \alpha)} (1 - \exp - (\beta + \alpha)t). \quad (9)$$

При стационарном режиме при  $t \rightarrow \infty$  получим:

$$C_0 = 0; \quad C_1 = \frac{a_0 \beta A}{a_1 (\beta + \alpha)}; \quad C_2 = \frac{a_0 \alpha A}{a_2 (\beta + \alpha)}. \quad (10)$$

Выразим из уравнений (10)  $A$ :

$$A = \frac{C_1 \cdot a_1}{\beta \cdot a_0}, \quad (11)$$

$$A = \frac{C_2 \cdot a_2}{\alpha \cdot a_0}. \quad (12)$$

Приравняем правые части (11) и (12):

$$\frac{C_1 \cdot a_1}{\beta \cdot a_0} = \frac{C_2 \cdot a_2}{\alpha \cdot a_0}, \quad \text{откуда } C_2 = \frac{\alpha}{\beta} \cdot \frac{a_1}{a_2} \cdot C_1. \quad (13)$$

Обозначим коэффициент пропорциональности между  $C_2$  и  $C_1$  как

$$K_n = \frac{\alpha}{\beta} \cdot \frac{a_1}{a_2}. \quad (14)$$

Как видно из соотношения (14),  $\hat{E}_i$  пропорционален отношению скорости сорбции радионуклидов твердой фазы почвы и корневой системой растений.

Получим 
$$C_2 = K_n \cdot C_1. \quad (15)$$

Коэффициент пропорциональности  $\hat{E}_i = \frac{\tilde{N}_2}{\tilde{N}_1}$  - коэффициент накопления радионуклидов в растениях. Таким образом, теоретически нами получена линейная зависимость между концентрацией радионуклидов в почве и растении.

**В третьей главе** изложена общая методика эксперимента, включающая в себя методы измерения мощности дозы гамма-излучений; отбора проб почвы и пробоподготовку; отбора проб растений и пробоподготовку; определения радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в пробах растений и почвы, определения физико-химических свойств почв; статистической обработки результатов измерений и регрессионного анализа на основе группового учета аргументов.

При анализе почвенного покрова Оренбургской области для исследования выделили следующие типы почв: черноземы типичные, обыкновенные, южные и темно-каштановые почвы, преобладающие по площади распространения. Данные типы почв занимают до 70% территории Оренбургской области.

В местах отбора проб почвы замерялась мощность дозы гамма-излучения, которая изменяется в пределах от 10 до 15 мкР/ч. Данные значения укладываются в предел колебаний естественного гамма-фона, характерного для Оренбургской области.

Характер и размеры вертикальной миграции радиоактивных веществ Sr-90 и Cs-137 в почвенном профиле исследовались пошагово с интервалом 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 см для почв естественных экосистем и на глубину пахотного слоя (0-30 см) для почв агроэкосистем. Растительные пробы отбирались на тех же участках, что и пробы почв.

Для определения качественного и количественного состава стронция-90 и цезия-137 проводили радиохимическое и спектрометрическое исследование полученных образцов почвы и растительности на базе агрохимлаборатории.

Исследуемые почвы подвергались физико-химическому анализу для определения следующих характеристик: pH, гумус, K<sub>2</sub>O, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, сумма катионов, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, сумма анионов, % солей, а также содержания микроэлементов F, S, Zn, Cr, Cu, Mn, Ni, Cd, Pb, As, Hg.

Проведена статистическая обработка результатов лабораторных анализов, определены среднее значение, дисперсия, стандартное отклонение, использованы регрессионный, корреляционный анализы, а также метод группового учета аргументов.

**В четвертой главе** изложены результаты изучения вертикальной миграции радионуклидов цезия-137 и стронция-90 по почвенному профилю и разработана методика оценки интенсивности вертикальной миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 по почвенному профилю.

На всей обследованной территории суммарная концентрация цезия-137 выше стронция-90. Процесс вертикальной миграции цезия-137 по почвенному профилю для естественных экосистем идет интенсивнее, чем таковой стронция-90.

В результате проведенного регрессионного анализа получено уравнение регрессии экспоненциального вида (16), позволяющее оценить динамику профильной миграции радионуклидов цезия-137 и стронция-90:

$$\tilde{N} = \tilde{N}_0 \cdot \tilde{a}^{-\lambda \delta}, \quad (16)$$

где  $\tilde{N}_0$  - концентрация радионуклидов Cs-137 и Sr-90 на поверхности, Бк/кг;

$\lambda$  - постоянная, характеризующая миграционные способности радионуклида и зависящая от физико-химических свойств почв (положительное значение характеризует уменьшение концентрации радионуклида по профилю, отрицательное значение – увеличение содержания);

$\delta$  - почвенный профиль, см.

Методика оценки интенсивности вертикальной миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 по почвенному профилю позволяет прогнозировать динамику профильной миграции с помощью постоянной  $\lambda$  и заданной концентрации радионуклидов на поверхности почвы.

Уравнения регрессии, характеризующие концентрационные изменения Cs-137 по профилю:

$$\tilde{N}(\delta) = 14,57 \cdot a^{\delta} \lambda (-0,06 \cdot \delta) \text{ для чернозема обыкновенного;}$$

$$\tilde{N}(\delta) = 16,95 \cdot a^{\delta} \lambda (-0,08 \cdot \delta) \text{ для темно-каштановой почвы;}$$

$$\tilde{N}(\delta) = 19,77 \cdot a^{\delta} \lambda (-0,13 \cdot \delta) \text{ для чернозема типичного;}$$

$$\tilde{N}(\delta) = 15,20 \cdot a^{\delta} \lambda (-0,08 \cdot \delta) \text{ для чернозема южного;}$$

$\tilde{N}(\delta) = 40,00 \cdot a^{\delta} \lambda (-0,28 \cdot \delta)$  для чернозема южного неполноразвитого щебневатого.

Уравнения регрессии, характеризующие концентрационные изменения Sr-90 по профилю:

$$\tilde{N}(\delta) = 11,16 \cdot a^{\delta} \lambda (-0,03 \cdot \delta) \text{ для чернозема обыкновенного;}$$

$$\tilde{N}(\delta) = 11,05 \cdot a^{\delta} \lambda (0,00 \cdot \delta) \text{ для темно-каштановой почвы;}$$

$$C(x) = 15,25 \cdot \exp(-0,130 \cdot x) \text{ для чернозема типичного;}$$

$$\tilde{N}(\delta) = 11,79 \cdot a^{\delta} \lambda (-0,04 \cdot \delta) \text{ для чернозема южного;}$$

$\tilde{N}(\delta) = 17,24 \cdot a^{\delta} \lambda (-0,12 \cdot \delta)$  для чернозема южного неполноразвитого щебневатого.

Концентрация цезия-137 для естественных экосистем по почвенному профилю экспоненциально убывает с глубиной в черноземе типичном ( $\lambda=0,13$ ), в черноземе южном неполноразвитом щебневатом изменение концентрации в почвенном профиле идет более интенсивно ( $\lambda=0,28$ ). В остальных обследованных типах почв концентрации по почвенному профилю меняются незначительно для чернозема южного и темно-каштановой почвы ( $\lambda=0,08$ ), для чернозема обыкновенного ( $\lambda=0,06$ ). Максимальные концентрации цезия-137 отмечаются в черноземе южном щебневатом неполноразвитом в слое 0-5 см (33,9 Бк/кг).

Максимальные концентрации стронция-90 для естественных экосистем отмечаются в черноземе южном неполноразвитом щебневатом в слое 0-5 см (18,7 Бк/кг). Изменения содержания стронция-90 по профилю в пробах темно-каштановой почвы ( $\lambda=0$ ) не наблюдается. Концентрация стронция-90 по почвенному профилю экспоненциально убывает с глубиной в черноземе неполноразвитом щебневатом ( $\lambda=0,12$ ) и черноземе типичном ( $\lambda=0,10$ ). В остальных обследованных типах почв концентрация стронция-90 изменяется

незначительно по почвенному профилю для чернозема южного ( $\lambda=0,04$ ) и чернозема обыкновенного ( $\lambda = 0,03$ ).

На миграционные способности радионуклидов цезия-137 и стронция-90 оказывают влияние, главным образом, физико-химические свойства почв (Осипов, 1995; Сильвантьев и др., 1988; Алексахин и др., 1992). Нами проведен корреляционный анализ по установлению свойств почв, оказывающих значительное влияние на характер профильной миграции.

Чернозем обыкновенный. На основании данных корреляционного анализа можно отметить, что к числу свойств почв, имеющих сильную положительную корреляционную связь с содержанием цезия-137 в почвенном профиле чернозема обыкновенного, следует отнести содержание сульфатов ( $r=0,99$ ), валового  $K_2O$  ( $r=0,89$ ) и  $P_2O_5$  ( $r=0,85$ ), обменного калия ( $r=0,87$ ), гумуса ( $r=0,83$ ), серы ( $r=0,87$ ), марганца ( $r=0,81$ ), стронция-90 ( $r=0,95$ ). Цезий-137 имеет сильную отрицательную корреляционную связь с медью ( $r= -0,72$ ) и свинцом ( $r= -0,77$ ). Наблюдается сильная положительная корреляционная связь между содержаниями стронция-90 и сульфатов ( $r=0,87$ ), гумуса ( $r=0,77$ ), валового содержания калия ( $r=0,77$ ), серы ( $r=0,76$ ) и отрицательная корреляционная связь содержаний стронция-90 и хлора ( $r= -0,77$ ).

Чернозем типичный. Необходимо отметить сходность корреляционных связей цезия-137 и стронция-90 с физико-химическими характеристиками чернозема типичного. Между содержанием цезия-137, стронция-90 и гумуса, валового  $P_2O_5$  и  $K_2O$ , катионов магния с такими элементами, как цинк, сера в почвенном профиле естественных экосистем чернозема типичного наблюдается сильная положительная корреляционная связь ( $r=0,76-0,98$ ). Цезий-137 статистически значимо коррелирует со стронцием-90 ( $r=0,90$ ), с содержанием сульфатов ( $r=0,70$ ), катионов магния ( $r=0,75$ ), валового  $P_2O_5$  ( $r=0,88$ ) и  $\hat{E}_2O$  ( $r=0,98$ ), гумуса ( $r=0,85$ ), цинка и серы ( $r=0,97$ ), марганца ( $r=0,73$ ). Между содержанием стронция-90 и физико-химическими характеристиками чернозема типичного наблюдается сильная положительная корреляционная связь с катионами магния ( $r=0,76$ ), валового  $P_2O_5$  ( $r=0,89$ ) и  $K_2O$  ( $r=0,82$ ), гумуса ( $r=0,91$ ), цинка ( $r=0,85$ ), серы ( $r=0,91$ ), марганца ( $r=0,90$ ).

Темно-каштановая почва. Цезий-137 статистически значимо коррелирует с такими физико-химическими характеристиками почвы, как содержание сульфатов ( $r=0,71$ ), pH ( $r= -0,89$ ),  $HCO_3^-$  ( $r= -0,83$ ), катионов калия ( $r=0,76$ ), валового  $P_2O_5$  ( $r=0,80$ ) и  $\hat{E}_2O$  ( $r=0,76$ ), гумуса ( $r=0,89$ ), и такими элементами, как медь ( $r= -0,73$ ), марганец ( $r=0,77$ ), свинец ( $r= -0,83$ ), ртуть ( $r=0,71$ ) и кадмий ( $r= -0,76$ ). Между содержанием стронция-90 в профиле темно-каштановой почвы и физико-химическими характеристиками почв значимой корреляционной связи не обнаружено, за исключением таких элементов, как сера ( $r=0,91$ ), фтор ( $r= -0,71$ ), кобальт ( $r= -0,71$ ), мышьяк ( $r= -0,72$ ).

Чернозем южный. Между содержанием цезия-137 и содержанием валового  $\hat{E}_2O$  ( $r=0,85$ ) и обменного калия ( $r=0,91$ ) в почвенном профиле естественных экосистем чернозема южного наблюдается сильная положительная

корреляционная связь. Стронций-90 статистически значимо коррелирует с катионами магния ( $r = -0,75$ ), калия ( $r = 0,76$ ) и суммой катионов  $S_{\Sigma}$  ( $r = -0,71$ ).

Чернозем южный неполноразвитый щебневатый. К числу свойств почв, имеющих очень сильную положительную корреляционную связь с содержанием Cs-137 в почвенном профиле чернозема южного неполноразвитого щебневатого, следует отнести содержание сульфатов ( $r = 0,93$ ), сумму анионов ( $r = 0,79$ ) и катионов ( $r = 0,79$ ), катионов калия ( $r = 0,99$ ), валового  $K_2O$  ( $r = 0,98$ ) и  $P_2O_5$  ( $r = 0,89$ ), гумуса ( $r = 0,80$ ), а также с содержанием следующих элементов: меди ( $r = 0,73$ ), цинка ( $r = 0,87$ ), кобальта ( $r = 0,71$ ) и свинца ( $r = 0,78$ ). Стронций-90 статистически значимо коррелирует с содержанием сульфатов ( $r = 0,93$ ), карбонатов ( $r = -0,73$ ), суммы анионов ( $r = 0,75$ ) и катионов ( $r = 0,75$ ), катионов калия ( $r = 0,96$ ), валового  $E_2O$  ( $r = 0,99$ ) и  $P_2O_5$  ( $r = 0,91$ ), гумуса ( $r = 0,87$ ), а также с содержанием следующих элементов: медь ( $r = 0,73$ ), цинк ( $r = 0,92$ ), кобальт ( $r = 0,73$ ) и свинец ( $r = 0,84$ ).

Для всех исследуемых типов почв характерна очень сильная положительная корреляционная связь ( $r = 0,90-0,99$ ) между содержанием Cs-137 и Sr-90 в почвенном профиле.

Для изучения особенностей накопления радионуклидов цезия-137 и стронция-90 растениями использовали 14 видов растений, произрастающих на исследуемых типах почв.

Следует отметить, что концентрация радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в растениях до 1,5 раз может превышать концентрацию радионуклидов в верхнем (0 – 5 см) слое почвы.

Содержание в растениях цезия-137 варьировало от 2,0 до 39,1 Бк на кг сухой массы. Для стронция-90 наблюдается меньшая интенсивность накопления растениями в отличие от цезия-137. Стронций-90 обнаружен в растениях в пределах от 2,1 до 12,3 Бк на кг сухой массы.

Концентрация радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в растениях, произрастающих на исследуемых типах почв, характеризуется следующими максимальными и минимальными значениями.

Чернозем обыкновенный. Максимальная концентрация цезия-137 (Бк/кг сухой массы) наблюдается в полыни обыкновенной - 23,3 и пижме - 19,4. Минимальное содержание цезия-137 отмечается в пшенице - 2. Максимальная концентрация стронция-90 (Бк/кг сухой массы) наблюдается в полыни обыкновенной - 8,9, минимальное содержание отмечается в пшенице - 2,2 и ржи - 2,1.

Чернозем типичный. Максимальное содержание цезия-137 (Бк/кг сухой массы) наблюдается в пижме - 24,8 и подсолнечнике - 21,4. Минимальная концентрация цезия-137 соответствует пшенице - 2,5. Максимальная концентрация стронция-90 (Бк/кг сухой массы) наблюдается в пижме - 9,4, минимальное содержание отмечается в пшенице - 2,1 и ржи - 2,4.

Чернозем южный неполноразвитый щебневатый. Максимальное содержание цезия-137 (Бк/кг сухой массы) отмечается в растениях: пижма - 39,1, эспарцет и подсолнечник - 29,8. Минимальное содержание цезия-137 отмечается в ковыле - 2,2. Максимальная концентрация стронция-90 (Бк/кг сухой массы)

наблюдается в пижме – 12,3 и вейнике наземном – 11,3, минимальное содержание отмечается в ковыле – 2,5.

Темно-каштановая почва. Максимальная концентрация цезия-137 (Бк/кг сухой массы) наблюдается в полыни обыкновенной и пижме – 22,0. Минимальное содержание цезия-137 отмечается в растениях: пшеница – 3,5, овсюг – 3,2, овес – 3,9. Максимальная концентрация стронция-90 (Бк/кг сухой массы) наблюдается в пижме – 7,7, минимальное содержание отмечается в растениях: кострец безостый, овес – 2,2.

Чернозем южный. Максимальное содержание цезия-137 (Бк/кг сухой массы) наблюдается в пижме – 25,9 и полыни обыкновенной – 26,6. Минимальная концентрация цезия-137 соответствует ковылю – 2,1. Максимальная концентрация стронция-90 (Бк/кг сухой массы) наблюдается в шалфее – 9,1, пижме – 8,8, минимальное содержание отмечается в растениях: ковыль, рожь – 2,2.

Анализ результатов расчета коэффициентов накопления цезия-137 и стронция-90 биомассой растений показал, что цезий-137 поглощается растениями более интенсивно и изменяется от 0,12 до 2,20 для цезия-137, для стронция-90 – от 0,18 до 1,00. Радионуклиды цезия-137 и стронция-90 интенсивнее накапливаются растениями, произрастающими на черноземе южном неполноразвитом щебневатом, и меньшая интенсивность накопления отмечается в темно-каштановой почве.

На основании данных коэффициентов накопления все исследуемые растения по интенсивности аккумуляции цезия-137 и стронция-90 можно расположить в убывающие ряды. Например, шкала аккумуляции цезия-137 растениями для чернозема обыкновенного представлена на рисунке 1.

*Убывающие ряды коэффициента накопления*

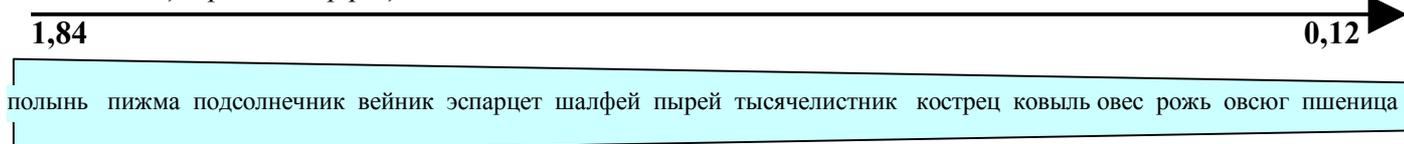


Рис.1. Шкала аккумуляции Cs-137 растениями для чернозема обыкновенного

Результаты корреляционного анализа по установлению связи между физико-химическими свойствами почв и содержанием радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в растениях показали следующее. Например, в полыни обыкновенной содержание цезия-137 статистически значимо коррелирует с такими почвенными характеристиками, как  $HCO_3^-$ , pH почвы, содержание валового  $\hat{E}_2O$ ; содержание стронция-90 тесно коррелирует с хлором, катионами натрия, калия и с такими элементами, как цинк, фтор. В тысячелистнике содержание цезия-137 статистически значимо коррелирует с катионами кальция, суммой катионов,  $HCO_3^-$ , суммой анионов, % солей, хромом и свинцом; содержание стронция-90

статистически значимо коррелирует с хлором, % солей, серой, хромом, марганцем.

Для всех растений отмечаются значимые корреляционные связи между содержанием радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в растении и их содержанием в корнеобитаемом слое почвы.

В диссертации автором предлагается алгоритм технологии восстановления почв степной зоны, загрязненной радионуклидами, представленный на рисунке 2. Сущность технологии заключается в использовании метода фитомелиорации, в сочетании химических и микробиологических факторов воздействия на почву и растения. Технология фитомелиорации направлена на восстановление почвы и устранение загрязнений радиоактивными элементами. Данная технология масштабна, ее можно успешно применять в качестве активного средства очистки от радионуклидов на обширных территориях, подвергшихся загрязнению, без необходимости снятия, переноса и переработки почвы и механического воздействия на нее.

Технология очистки почв от радионуклидов состоит из следующих этапов.

1. Определение типа и физико-химических свойств почвы на загрязненной территории.

2. Выбор группы растений-сорбентов с максимальной интенсивностью аккумуляции радионуклидов цезия-137 и стронция-90, характерных для данного типа почвы. Для выбора растений-сорбентов используем данные рядов интенсивности аккумуляции радионуклидов цезия-137 и стронция-90 растениями. Перед непосредственным переносом в почву семена растений-сорбентов подвергаются обработке водной суспензией препарата *Azotobacter chroococum*.

3. Обработка почвы водным раствором солей нитрата аммония с последующей посадкой семян растений-сорбентов.

4. Повторная обработка почвы водным раствором солей нитрата аммония в период активного созревания и развития выращиваемых растений.

5. Сбор корневой и наземной части растений, с последующим высушиванием.

6. Утилизация.

Технология позволяет, сохраняя естественную структуру почвы, перемещать, перекачивать радионуклиды из почвы в биомассу растений, тем самым понижая содержание радиоактивных элементов в почве. На загрязненных участках предполагается выращивание специально подобранных видов растений, обладающих свойством накапливать значительное количество радионуклидов, для извлечения из почвы радионуклидов корневой системой и максимального концентрирования их в наземной биомассе и последующей ее уборке и утилизации.

Технология предусматривает обработку смеси семян растений-сорбентов водной суспензией препарата *Azotobacter chroococum* перед переносом их в почву для окончательного выращивания, которые распространяются от семян на молодые корни, продолжая свою деятельность.

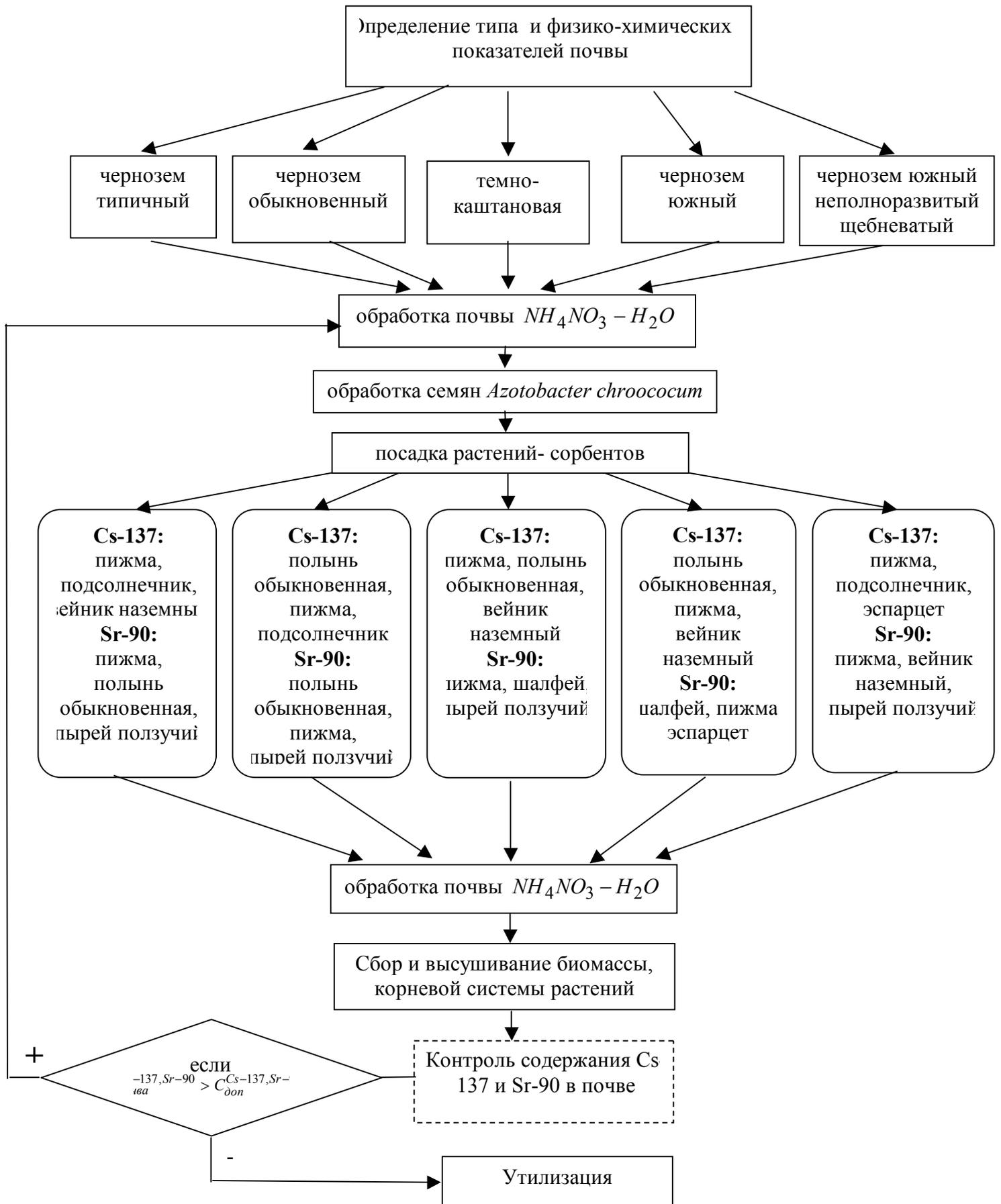


Рис. 2. Алгоритм технологии восстановления почв степной зоны, загрязненных цезием-137 и стронцием-90

Применение в предлагаемом способе активных микроорганизмов, таких как *Azotobacter chroococum* (азотобактерина), относящихся к классу аэробных бактерий, способствует фиксации азота и улучшению азотного питания растений, стимулирующих прорастание семян растений, ускорению их роста и значительному сокращению вегетационного периода.

Азотобактерин обладает способностью продуцировать биологически активные вещества – никотиновую и пантотеновую кислоты, пиридоксин, биотин, гетероауксин, гиббереллин и ряд других соединений (Мишустин, Емцев, 1987). Его положительное действие на растения связано с поступлением в растения вырабатываемых микроорганизмом биологически активных соединений – витаминов и стимуляторов роста. Азотобактерин вырабатывает фунгистатическое вещество – антибиотик, активный против значительного числа фитопатогенных грибов, задерживающих рост растений (Никитина, 1979).

Для интенсификации процесса очистки почвы предлагаемый способ очистки почвы от радионуклидов включает внесение в нее неорганических соединений. Перед высаживанием растений-сорбентов зараженный слой почвы необходимо обработать водным раствором солей нитрата аммония. В период активного созревания и развития выращиваемых растений почву повторно обрабатывают вышеуказанным раствором, а по достижении максимальной сезонной биомассы осуществляется удаление растительного покрова и корневой системы растений. Сбор биомассы и корневой системы растений необходимо проводить в конце периода созревания семян.

Известно, что азотные удобрения, особенно физиологически кислые, способствуют накоплению цезия-137, стронция-90 и большинства изученных радионуклидов в два раза и более (Гулякин, Юдинцева, 1968; Пристер, Лоцилов, 1991). Обработка почвы растворами неорганического соединения  $NH_4NO_3 - H_2O$  не только способствует переводу радионуклидов в растворимые формы, поддерживая их в таком состоянии в течение длительного времени, но и способствует повышению содержания в почве гуминовых кислот, благодаря наличию  $NH_3$ - групп (Романовский, Кавтун, 1994).

Использование в предлагаемом способе водных растворов нитрата аммония и микроорганизмов позволит интенсифицировать переход радионуклидов в растворимые формы для усвоения корневой системой растений, получения максимальной биомассы растений, аккумулирующих радионуклиды, и значительного сокращения вегетационного периода.

Процесс получения биомассы с использованием приведенной технологии позволяет повторять данный метод очистки многократно, в том числе и в пределах одного сезонного периода, пока содержание радионуклидов в почве не достигнет допустимых значений, после чего почва станет пригодной для использования в сельскохозяйственных целях.

Собранную биомассу и корневую систему растений необходимо утилизировать. Вследствие того, что утилизации подлежат большие объемы массы, ее подвергают термической обработке - сушке.

Традиционный способ утилизации заключается в сжигании отработанной биомассы растений, использованных для извлечения радионуклидов.

Недостатком данного способа являются большие потери и выброс радионуклидов в окружающую среду при сжигании.

Термическую обработку биомассы осуществляют путем ее сушки в условиях естественной конвекции при температуре воздуха не выше 90 – 95 °С. Нагревание воздуха до температуры сушки биомассы осуществляют путем плавного повышения температуры воздуха со скоростью не выше 2 °С/мин (Мареев, Промыткин, Ховрычев, 1995). Данные условия сушки позволяют предотвратить местный перегрев и локальное вскипание сырой биомассы, что не приводит к выбросу активности в окружающую среду в процессе этой обработки. Высушенную, сконцентрированную в малые объемы биомассу растений, содержащую сорбированные радионуклиды, подвергают захоронению.

**В пятой главе** предложена методика оценки поступления радионуклидов в растения, учитывающая комплекс физико-химических показателей почв. На рис.3 представлена общая схема методики определения содержания радионуклидов в растениях на основе алгоритма самоорганизации. Данная методика основана на построении регрессионных зависимостей содержания Cs-137 в растениях от физико-химических показателей почв.

В геоэкологии для оценки поступления радионуклидов в растения применяют различные показатели, такие как коэффициент накопления, учитывающий концентрационные отношения радионуклидов в растении и в почве, коэффициент пропорциональности, который соотносит концентрацию радионуклидов в растениях к площадному загрязнению почвы.

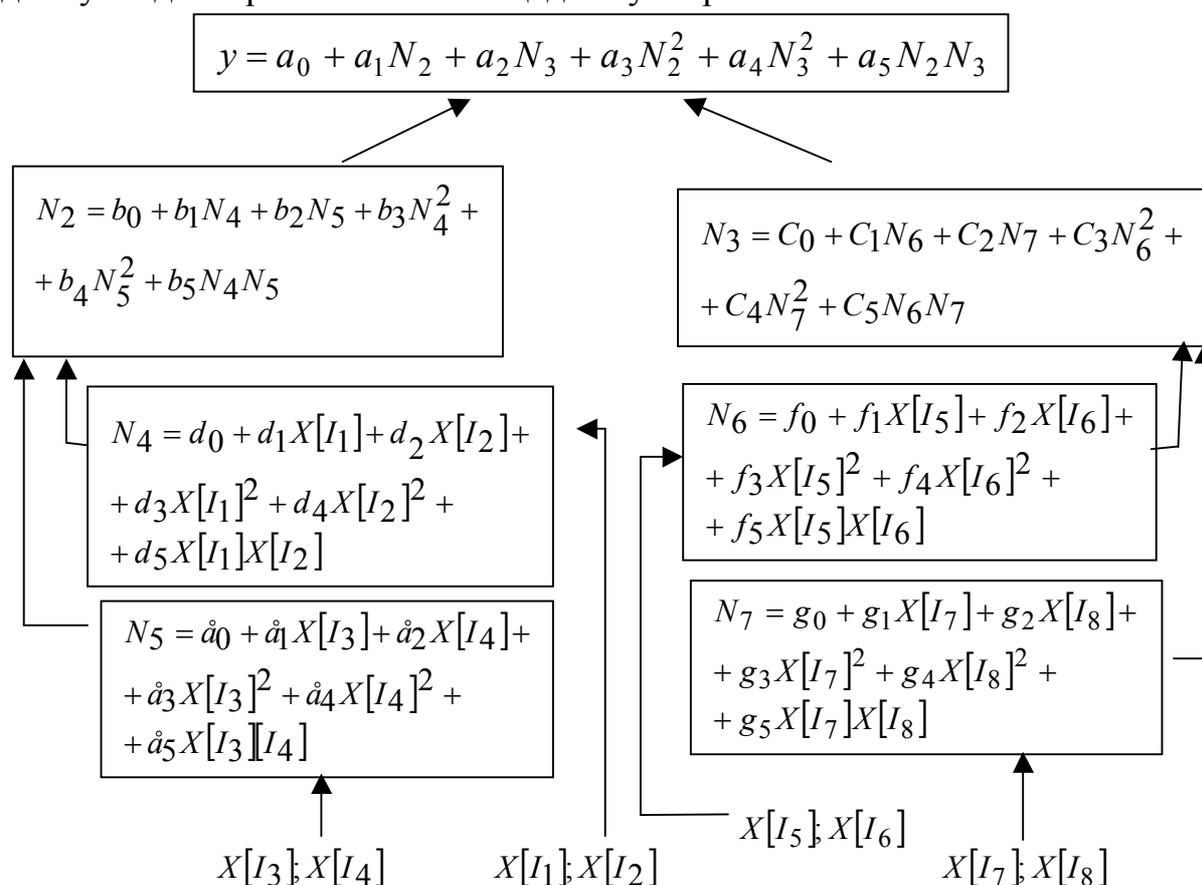


Рис. 3. Общая схема методики определения содержания радионуклидов у в растениях на основе алгоритма самоорганизации

Для оценки поступления радионуклидов Cs-137 и Sr-90 был предложен ряд показателей, учитывающих зависимость поведения этих радионуклидов от концентрации в почве их химических аналогов –  $\hat{E}$  и  $\tilde{N}a$ , с учетом их сходства с химической точки зрения. Отношение содержаний Sr-90 и  $\tilde{N}a$  получило название стронциевые единицы, Cs-137 и  $\hat{E}$  – цезиевые единицы (Алексахин, 1992).

По результатам проведенных исследований, коэффициент накопления радионуклидов Cs-137 и Sr-90 для одного вида растения значительно меняется в зависимости от типов почв. Коэффициент накопления и другие показатели, в основе которых лежат линейные зависимости концентраций радионуклидов в смежных средах, не позволяют сделать однозначные выводы об аккумуляции радионуклидов растениями. Следовательно, при оценке поступления радионуклидов в растения необходимо учитывать комплекс физико-химических показателей почв (Ефремов, Рахимова, 2005).

На основе метода группового учета аргументов построены регрессионные зависимости для 14 видов растений степной зоны Оренбургской области, учитывающие содержание цезия-137 в растениях и физико-химические параметры почв. Приведены соответствующие коэффициенты, необходимые для определения содержания цезия-137 по приоритетным параметрам почв. На рис. 4 приведены регрессионные зависимости содержания Cs-137 в растениях в зависимости от физико-химических показателей почв на примере таких растений, как пижма и подсолнечник. В диссертации построены регрессионные зависимости для следующих растений степной зоны: полынь обыкновенная, пижма, вейник наземный, подсолнечник, эспарцет, шалфей, тысячелистник, пырей ползучий, кострец безостый, пшеница, овес, рожь, овсюг и ковыль.

Для оценки поступления радионуклидов в растения разработана методика на основе математических регрессионных моделей алгоритма самоорганизации, учитывающая содержание цезия-137 в растениях и физико-химические параметры почв. Методика позволяет по выделенным физико-химическим показателям почвы прогнозировать содержание радионуклидов в растениях.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

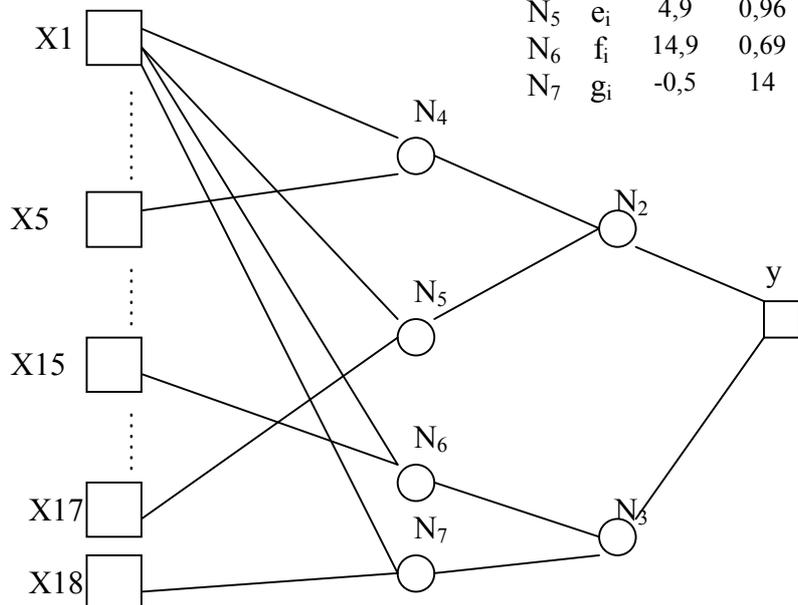
На основании проведенного исследования можно сделать следующие выводы.

1. Разработана математическая модель миграции радионуклидов в почвенно-растительных комплексах, учитывающая процессы диффузии, сорбции твердой фазой почвы и корнями растений, получена линейная зависимость между концентрацией радионуклидов в твердой фазе почвы и корневой системе растений. Коэффициент пропорциональности учитывает отношение скорости сорбции радионуклидов твердой фазой почвы и корневой системой растений, что объясняет значительные изменения значений коэффициента накопления в зависимости от типов почв.

### Пижма

Таблица коэффициентов

	i	0	1	2	3	4	5	Связанные переменные
y	a <sub>i</sub>	-0,31	1,16	-0,14	0,13	0,18	-0,3	-
N <sub>2</sub>	b <sub>i</sub>	-0,51	2,1	-1,1	-0,15	-0,1	0,3	-
N <sub>3</sub>	c <sub>i</sub>	-11,2	27,6	-16,4	-0,2	-0,13	0,33	-
N <sub>4</sub>	d <sub>i</sub>	16	0,3	-156	-0,026	167,7	9,8	x <sub>1</sub> ;x <sub>5</sub>
N <sub>5</sub>	e <sub>i</sub>	4,9	0,96	-15	-0,007	0,04	0,086	x <sub>1</sub> ;x <sub>17</sub>
N <sub>6</sub>	f <sub>i</sub>	14,9	0,69	-85,9	-0,02	62,6	4,1	x <sub>1</sub> ;x <sub>15</sub>
N <sub>7</sub>	g <sub>i</sub>	-0,5	14	-41,9	-0,016	0,12	0,34	x <sub>1</sub> ;x <sub>18</sub>

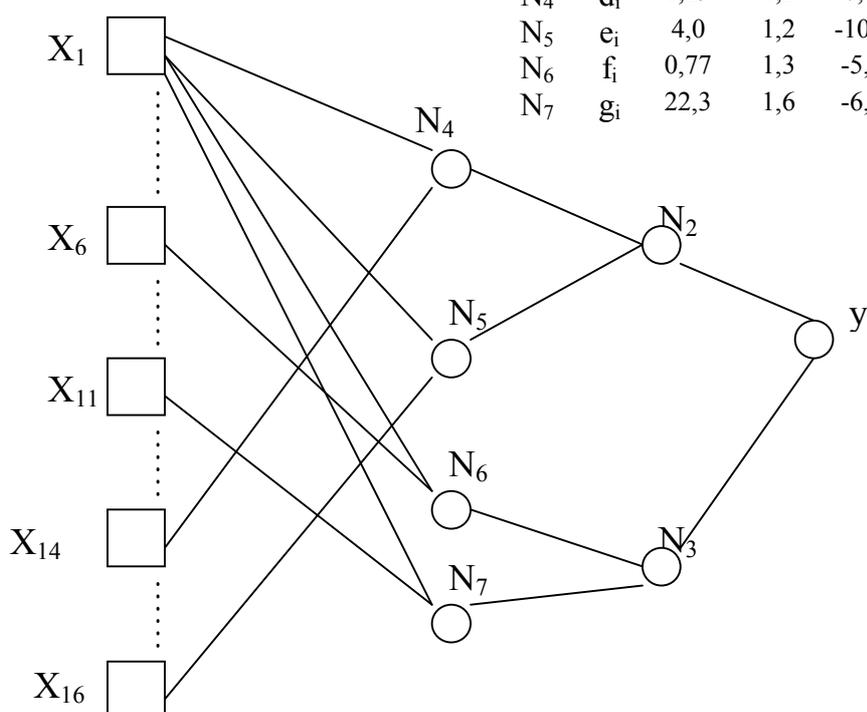


x<sub>1</sub> - Cs137      x<sub>17</sub> - S  
 x<sub>5</sub> - Cl<sup>-</sup>      x<sub>18</sub> - F  
 x<sub>15</sub> - Cu

### Подсолнечник

Таблица коэффициентов

	i	0	1	2	3	4	5	Связанные переменные
y	a <sub>i</sub>	0,57	-1,2	2,1	0,38	0,28	-0,66	-
N <sub>2</sub>	b <sub>i</sub>	0,89	-0,1	0,9	0,2	0,15	-0,36	-
N <sub>3</sub>	c <sub>i</sub>	-0,14	-0,9	1,9	0,077	-0,03	-0,05	-
N <sub>4</sub>	d <sub>i</sub>	1,19	1,1	-0,78	0,002	0,14	-0,05	x <sub>1</sub> ;x <sub>14</sub>
N <sub>5</sub>	e <sub>i</sub>	4,0	1,2	-10,3	-0,015	2,7	0,23	x <sub>1</sub> ;x <sub>16</sub>
N <sub>6</sub>	f <sub>i</sub>	0,77	1,3	-5,9	0,003	8,5	-0,71	x <sub>1</sub> ;x <sub>6</sub>
N <sub>7</sub>	g <sub>i</sub>	22,3	1,6	-6,3	-0,0007	0,4	-0,09	x <sub>1</sub> ;x <sub>11</sub>



x<sub>1</sub> - Cs137      x<sub>14</sub> - гумус  
 x<sub>6</sub> - Ca<sup>2+</sup>      x<sub>16</sub> - Zn  
 x<sub>11</sub> - pH

Рис. 4. Регрессионные зависимости содержания Cs-137 в растениях от физико-химических показателей почв на примере пижмы и подсолнечника

2. Исследование вертикального распределения валовых количеств Cs-137 и Sr-90 по почвенным профилям показало, что радионуклиды на исследованных участках мигрировали на значительную глубину (более 50 см). На всей обследованной территории суммарная концентрация цезия-137 выше стронция-90. Процесс вертикальной миграции цезия-137 по почвенному профилю для естественных экосистем идет интенсивнее, чем таковой для стронция-90.

Методика оценки интенсивности вертикальной миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 по почвенному профилю по построенным уравнениям регрессии позволяет прогнозировать динамику профильной миграции с помощью постоянной  $\lambda$  и заданной концентрации радионуклидов на поверхности почвы. Величина  $\lambda$  - постоянная, которая характеризует миграционные способности радионуклидов и зависит от физико-химических свойств почв.

Концентрация цезия-137 для естественных экосистем по почвенному профилю экспоненциально убывает с глубиной в черноземе типичном, в черноземе южном неполноразвитом щебневатом. Концентрация стронция-90 по почвенному профилю экспоненциально убывает с глубиной в черноземе неполноразвитом щебневатом. В остальных обследованных районах концентрация цезия-137 и стронция-90 изменяется незначительно по почвенному профилю.

Максимальные концентрации цезия-137 и стронция-90 для естественных экосистем отмечаются в черноземе южном щебневатом неполноразвитом в слое 0-5 см (33,9 Бк/кг и 18,7 Бк/кг соответственно).

3. По результатам проведенного корреляционного анализа между свойствами почв и содержанием радионуклидов цезия-137 и стронция-90 по профилю почв естественных экосистем определены физико-химические характеристики почв, оказывающие наибольшее влияние на распределение радионуклидов по профилю.

4. Определены ряды активности поглощения радионуклидов Cs-137 и Sr-90 растениями естественных и агроэкосистем степной зоны.

Результаты исследований коэффициента накопления радионуклидов Cs-137 и Sr-90 показали значительное изменение значений для одного вида растения в зависимости от типов почв. Вследствие этого существует необходимость разработки методики для оценки поступления радионуклидов в растениях, учитывающей не линейные зависимости концентраций радионуклидов в растении и почве, а зависимости между комплексом физико-химических параметров почв и содержанием радионуклидов в растении.

5. На основе корреляционного анализа влияния физико-химических свойств исследуемых почв на содержание цезия-137 и стронция-90 в растениях определены основные почвенные показатели, имеющие значимую корреляционную связь.

6. Предложена технология восстановления почв, загрязненных радионуклидами, с использованием метода фитомелиорации, в сочетании химических и микробиологических факторов воздействия на почву и растения. Данная технология позволяет, сохраняя естественную структуру почвы, перемещать, перекачивать радионуклиды из почвы в биомассу растений, тем

самым понижая содержание радиоактивных элементов в почве. На загрязненных участках предполагается выращивание специально подобранных видов растений, обладающих свойством накапливать значительное количество радионуклидов, для извлечения из почвы радионуклидов корневой системой и максимального концентрирования их в наземной биомассе, с последующей их уборкой и утилизацией.

Использование в предлагаемом способе водных растворов нитрата аммония и микроорганизмов *Azotobacter chroococum* позволит интенсифицировать переход радионуклидов в растворимые формы для усвоения корневой системой растений, получения максимальной биомассы растений, аккумулирующих радионуклиды, и значительного сокращения вегетационного периода.

Собранную биомассу и корневую систему растений подвергают термической обработке – сушке, что не приводит к выбросу активности в окружающую среду в процессе этой обработки. Малые сконцентрированные объемы, содержащие сорбированные радионуклиды, подвергают захоронению. Данный метод очистки повторяют многократно, в том числе и в пределах одного сезонного периода, пока содержание радионуклидов в почве не достигнет допустимых значений.

7. Для оценки поступления радионуклидов в растения разработана методика на основе математических регрессионных моделей алгоритма самоорганизации, учитывающая содержание цезия-137 в растениях и физико-химические параметры почв. Данная методика позволяет прогнозировать содержание цезия-137 в растениях с учетом физико-химических свойств почв. Методика позволяет по выделенным физико-химическим показателям почвы определять содержание радионуклидов в растениях.

## **СПИСОК РАБОТ, ОПУБЛИКОВАННЫХ ПО ТЕМЕ ДИССЕРТАЦИИ**

1. Рахимова Н.Н. Влияние поверхностных вод на миграционные процессы радионуклидов в почве / Н.Н. Рахимова // Материалы научно-практической конференции молодых ученых и специалистов Оренбуржья. Ч. 3. Оренбург, 2001. С. 211-212.

2. Рахимова Н.Н. Изучение миграции радионуклидов в почвах Оренбургской области / Н.Н. Рахимова, И.В. Ефремов // Тезисы докладов междунар. науч. конференции: Ч.5. Биология. Экология. Иваново: ИвГУ, 2001. С. 77-78.

3. Рахимова Н.Н. Оценка влияния физико-химических свойств почвы на коэффициент накопления цезия-137 в растениях / Н.Н. Рахимова // Материалы научно-практической конференции молодых ученых и специалистов Оренбуржья. Ч. 2. Оренбург, 2002. С. 84-86.

4. Рахимова Н.Н. Исследование характера профильной миграции и коэффициента накопления цезия-137 и стронция-90 в почвенно-растительном покрове Оренбургской области / Н.Н. Рахимова // Материалы научно-

практической конференции молодых ученых и специалистов Оренбуржья. Ч. 2. Оренбург, 2003. С. 91-92.

5. Рахимова Н.Н. Исследование характера профильной миграции и биологического накопления цезия-137 и стронция-90 / Н.Н. Рахимова, И.В. Ефремов, Е.Л. Янчук // Научные труды первой Всероссийской научно-практической конференции «Здоровьесберегающие технологии в образовании». Оренбург, 2003. С.199-202.

6. Янчук Е.Л. Исследование нахождения подвижных форм тяжелых металлов в почвах Оренбургской области и поступление их в растения / Е.Л. Янчук, Н.Н. Рахимова, И.В. Ефремов, А.П. Березнев // Научные труды первой Всероссийской научно-практической конференции «Здоровьесберегающие технологии в образовании». Оренбург, 2003. С. 45- 48. Доля личного вклада автора 30%.

7. Ефремов И.В. Исследование нахождения подвижных форм тяжелых металлов и радионуклидов цезия-137, стронция-90 в почвенно-растительных комплексах степной зоны / И.В. Ефремов, Н.Н. Рахимова, Е.Л. Янчук // Актуальные проблемы экологии.: Сб. науч. работ. Т.3. №3. Томск, 2004. С. 455 – 456. Доля личного вклада автора 30%.

8. Ефремов И.В. Профильная миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах естественных экосистем степных ландшафтов / И.В. Ефремов, Н.Н. Рахимова // III съезд биофизиков России. Т. 2, Воронеж, 2004. С. 640 – 642. Доля личного вклада автора 50%.

9. Ефремов И.В. Математическое моделирование миграции радионуклидов в почвенно-растительных комплексах Оренбуржья / И.В. Ефремов, Н.Н. Рахимова, Е.Э. Савченкова, К.Я. Гафарова // Вестник ОГУ, №9. Оренбург, 2005. С. 129 -133. Доля личного вклада автора 40%.

10. Ефремов И.В. Особенности профильной миграции радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в системе почва – растение / И.В. Ефремов, Н.Н. Рахимова, Е.Л. Янчук // Вестник ОГУ, №12. Оренбург, 2005. С. 49 - 54. Доля личного вклада автора 40%.

---

Подписано в печать 16.10.2006. Формат 60 x 84/16. Бум. ВХИ  
Печать офсетная. Усл. печ. л. 1. Тираж 100 экз. Заказ № \_\_\_\_

Типография Пермского государственного университета  
614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15