

ОСОБЕННОСТИ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ ЦЕЗИЯ-137 И СТРОНЦИЯ-90 В СИСТЕМЕ ПОЧВА – РАСТЕНИЕ

Данная статья посвящена изучению миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в почвенно-растительных комплексах Оренбургской области. На основе метода математического моделирования получена линейная зависимость между концентрацией радионуклидов в почве и растениях. Построены уравнения регрессии, позволяющие оценить интенсивность миграции радионуклидов по почвенному профилю. Проведен корреляционный анализ между физико-химическими свойствами почв и содержанием радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвенном профиле. На основе применения метода группового учета аргументов получены аналитические зависимости, позволяющие вычислить содержание радионуклидов в растениях в зависимости от их концентрации в почве и физико-химических свойств почв.

Основным реальным источником радиоактивного загрязнения почвенно-растительного комплекса являются глобальные радиоактивные выпадения из атмосферы долгоживущих радионуклидов при ядерных испытаниях, а также воздушные выбросы техногенных радионуклидов, связанные с работой предприятий ядерного топливного цикла. 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 и 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 Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г., 1992). Cs-137 и Sr-90 являются ведущими, с точки зрения радиационной опасности, нуклидами на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению (Корнев Н.А., Павалаев А.П., Алексахин Р.М., 1988).

Целью исследований является оценка миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в почвенно-растительных комплексах Оренбургской области.

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, а также процессов сорбции и десорбции. Сорбция радионуклидов осуществляется за счет двух процессов: быстрой – обменной и медленной – необменной.

Теоретически и практически было показано, что для миграции стронция справедлива модель обычных уравнений диффузии Фика с эффективным коэффициентом диффузии (Прохо-

ров В.М., 1981, Фрид А.С., 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 образовалась концентрация ионов радионуклидов C_0 . В процессе диффузии по профилю происходит сорбция ионов радионуклидов на твердой фазе I и, кроме того, поглощается корневой системой растений.

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

$$\frac{\partial C_0}{\partial t} = k \cdot D_x \cdot \frac{\partial^2 C_0}{\partial x^2} - \alpha \cdot C_0 - \beta \cdot C_0, \quad (1)$$

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;

β – константа скорости сорбции радионуклидов твердой фазой;

α – константа поглощения корневой системой радионуклидов.

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

$$a_1 \cdot \frac{\partial C_1}{\partial t} = \beta \cdot C_0 \cdot a_0, \quad (2)$$

$$a_2 \cdot \frac{\partial C_2}{\partial t} = \alpha \cdot C_0 \cdot a_0, \quad (3)$$

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.

Сорбция радионуклидов твердой фазой почвы и корневой системой описываются уравнениями (2) и (3). Изменение концентрации в жидкой фазе за счет процессов сорбции определим из соотношения:

$$\frac{dC_0}{dt} = -\beta C_0 \quad (\text{для жидкой фазы}),$$

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

$$C_0 = A \cdot \exp^{-(\beta+\alpha)t} \quad (4)$$

С учетом уравнения (2) и (3) имеем:

$$a_1 \frac{dC_1}{dt} = \beta \cdot a_0 A \cdot \exp^{-(\beta+\alpha)t} \quad (5)$$

$$a_2 \frac{dC_2}{dt} = \alpha \cdot a_0 A \cdot \exp^{-(\beta+\alpha)t} \quad (6)$$

Интегрируя (5), (6) и определив постоянные интегрирования из начальных условий, получим:

$$C_1 = \frac{a_0 \beta A}{a_1 (\beta + \alpha)} (1 - \exp^{-(\beta + \alpha)t}) \quad (7)$$

$$C_2 = \frac{a_0 \alpha A}{a_2 (\beta + \alpha)} (1 - \exp^{-(\beta + \alpha)t}) \quad (8)$$

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

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

Как видно из (9), при стационарном режиме устанавливается линейная зависимость концентрации радионуклидов в твердой фазе почв и растительных корнях. Выразим из уравнения (9) A :

$$A = \frac{C_1 \cdot a_1}{\beta \cdot a_0}, \quad (10)$$

$$A = \frac{C_2 \cdot a_2}{\alpha \cdot a_0}. \quad (11)$$

Приравняем правые части (10) и (11)

$$\frac{C_1 \cdot a_1}{\beta \cdot a_0} = \frac{C_2 \cdot a_2}{\alpha \cdot a_0},$$

откуда

$$C_2 = \frac{\alpha}{\beta} \cdot \frac{a_1}{a_2} \cdot C_1. \quad (12)$$

Обозначим коэффициент пропорциональности между C_2 и C_1 как

$$K_n = \frac{\alpha}{\beta} \cdot \frac{a_1}{a_2}. \quad (13)$$

Получим $C_2 = K_n \cdot C_1$. (14)

Коэффициент пропорциональности:

$K_n = \frac{C_2}{C_1}$ – коэффициент накопления радионуклидов в растениях. Таким образом, теоретически нами получена линейная зависимость между концентрацией радионуклидов в почве и растении. Коэффициент K_n учитывает физико-химические особенности почвы (ее структуру, состав и т.д.) и биофизические свойства растений.

Материалы и методы исследований

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

Для обследования выбирался участок размером приблизительно 100 на 100 метров на природных ландшафтах. На сельскохозяйственных угодьях выбирался элементарный участок (отдельный обрабатываемый участок, занятый одной культурой). Площадки, подлежащие обследованию, выбирались с однородным почвенным и растительным покровом, наиболее типичным по основным агроэкологическим признакам для данного района: типы почв, элементы рельефа. Пробы почв отбирали методом конверта.

Характер и размеры вертикальной миграции радиоактивных веществ Sr-90 и Cs-137 в почвенном профиле исследовались пошагово по профилю 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, на пяти почвенных разрезах, представленных различными типами почв: черноземы южные; обыкновенные; типичные; неполноразвитые щебневатые и темно-каштановые. Данные типы почв составляют до 79,7% общих площадей Оренбургской области.

Пробы каждого слоя в точке отбора тщательно перемешивали, освобождали от камней, корней и других включений. Из общей массы методом квартования отбирали около 1 кг смешанного образца. Почвы высушивают до воз-

душно-сухого состояния, измельчают на мельнице и просеивают через сито диаметром отверстий 2 мм. Затем квартованием отбирали пробу массой 50–100 г для последующего анализа.

Растительные пробы отбирались на тех же участках, что и пробы почв. С посевов сельскохозяйственных культур пробы отбирались по диагонали поля или ломаной кривой. Отбор трав сенокосных угодий и пастбищ производили на месте отбора индивидуальной пробы почвы на выделенном участке 1 м². В случае низкой урожайности трав площадь отбора увеличивали до величины, гарантирующей отбор смешанного образца не менее 1 кг.

Объединенные пробы измельчали на отрезки 1-3 см. Затем методом квартования из этой пробы выделяли среднюю пробу, которую высушивали в сушильном шкафу при температуре 60° С до воздушно-сухого состояния, с последующим измельчением и просеиванием через сито с отверстием диаметром 2 мм. Масса пробы после высушивания составляла 100 г.

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

Результаты и обсуждение

Динамика профильной миграции радионуклидов описывалась экспоненциальной зависимостью вида:

$$C = C_0 e^{-\lambda x}, \quad (15)$$

где C₀ – концентрация радионуклида на поверхности (Бк/кг);

λ – постоянная, характеризующая миграционные способности радионуклида и зависящая от физико-химических свойств почв –

положительное значение характеризует уменьшение концентрации радионуклида по профилю, отрицательное значение – увеличение содержания;

x – почвенный профиль (см).

Результаты регрессионного анализа представлены в таблице 1.

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

Концентрация цезия-137 для естественных экосистем по почвенному профилю экспоненциально убывает с глубиной в черноземе типичном (λ = 0,13), в черноземе южном неполноразвитом щебневатом изменение интенсивности в почвенном профиле идет более интенсивно (λ = 0,28). В остальных обследованных типах почв концентрация по почвенному профилю меняется незначительно. 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 (λ = 0,00) не наблюдается.

Концентрация стронция-90 по почвенному профилю экспоненциально убывает с глубиной в черноземе неполноразвитом щебневатом (λ=0,12). В остальных обследованных районах концентрация стронция-90 изменяется незначительно по почвенному профилю.

На основании данных корреляционного анализа между свойствами почв и содержанием радионуклидов цезия-137 и стронция-90

Таблица 1. Коэффициенты уравнения регрессии

Элементы	Тип почв									
	чернозем южный		чернозем обыкновенный		чернозем типичный		темно-каштановая		чернозем южный неполноразвитый щебневатый	
	C ₀	л	C ₀	л	C ₀	л	C ₀	л	C ₀	л
Cs-137	15,20	0,08	14,57	0,06	19,77	0,13	16,95	0,08	40,00	0,28
Sr-90	11,79	0,041	11,16	0,03	15,25	0,10	11,05	0,00	17,24	0,12

по профилю можно предположить, что наибольшее влияние на распределение Cs-137 по профилю различных типов почв естественных экосистем оказывают следующие физико-химические характеристики почв: в черноземе обыкновенном – содержание сульфатов, валового K_2O и P_2O_5 , обменного калия, гумуса, серы, марганца, меди и свинца; в черноземе типичном – содержание гумуса, валового P_2O_5 и K_2O , катионов магния, а также содержание таких элементов, как цинк и сера, марганец; в темно-каштановой почве – содержание сульфатов, карбонатов, рН, катионов калия, валового P_2O_5 и K_2O , гумуса и такими элементами, как медь, марганец, свинец, ртуть и кадмий; в черноземе южном – содержание валового K_2O и обменного калия; в черноземе южном неполноразвитом щебневатом – содержание сульфатов, сумма анионов и катионов, катионов калия, валового K_2O и P_2O_5 , гумуса, а также содержание меди, цинка, кобальта и свинца.

Наибольшее влияние на распределение стронция-90 по профилю различных типов почв естественных экосистем оказывают следующие физико-химические характеристики почв: в черноземе обыкновенном – содержание сульфатов, гумуса, валового K_2O , а также таких элементов, как сера, хлор; в темно-каштановой почве – содержание серы, фтора, кобальта; в черноземе южном – содержание катионов магния, калия и сумма катионов.

Необходимо отметить сходность значимых корреляционных связей цезия-137 и стронция-90 с физико-химическими характеристиками чернозема южного неполноразвитого щебневатого. Корреляционные связи стронция-90 с физико-химическими характеристиками почв чернозема типичного идентичны корреляционным связям цезия-137.

Для всех исследуемых типов почв характерна очень сильная положительная корреляционная связь между содержанием Cs-137 и Sr-90 в почвенном профиле, за исключением темно-каштановой почвы.

Содержание в растениях Cs-137 варьировало от 2,0 до 26,6 Бк на кг сухой массы. Максимальное содержание цезия-137 наблюдалось в полынни обыкновенной 26,6 Бк/кг сухой массы (чернозем южный), в тысячелистнике 23,7 Бк/кг сухой массы (чернозем южный щебневатый неполноразвитый). Минимальное содержание

цезия-137 отмечено в пшенице 2,0 (чернозем обыкновенный) и в ковыле 2,2 (чернозем южный щебневатый неполноразвитый) Бк/кг сухой массы.

Стронций-90 обнаружен в растениях в пределах от 2,2 до 8,9 Бк на кг сухой массы. Максимальное содержание стронция-90 наблюдалось в полынни обыкновенной 8,9 Бк/кг сухой массы (чернозем обыкновенный), минимальное содержание – в пшенице 2,2 (чернозем обыкновенный) и в ржи 2,4 Бк/кг сухой массы (чернозем типичный).

Анализ результатов расчета коэффициента накопления цезия-137 и стронция-90 биомассой растений показал, что цезий-137 поглощается растениями более интенсивно, K_n изменяется от 0,12 до 2,08 для цезия-137; для стронция-90 K_n находится в диапазоне от 0,20 до 0,86.

Максимальное значение коэффициента накопления K_n по цезию-137 имеют: полынни обыкновенная (2,08 – 0,8), пижма 1,56, эспарцет 1,13, тысячелистник (1,33 – 0,91) и подсолнечник (1,13); минимальное значение наблюдается у пшеницы (0,38 – 0,18) и ковыля (0,44 – 0,12).

Максимальное значение коэффициента накопления K_n по стронцию-90 имеют: полынни обыкновенная (0,86 – 0,71), пижма (0,66), пырей (0,63) и тысячелистник (0,61); минимальное значение наблюдается у пшеницы (0,32 – 0,24), ржи (0,21) и ковыля (0,20).

На основании результатов корреляционного анализа по установлению связи между физико-химическими свойствами почв и коэффициентом накопления радионуклидов цезия-137 и стронция-90 можно сделать следующие выводы: статистическая обработка экспериментальных данных по поступлению цезия-137 в растения показала, что к числу свойств почв, наиболее сильно влияющих на поступление цезия-137 в полынни обыкновенную, относятся: содержание валового K_2O и P_2O_5 , хрома, стронция-90; в тысячелистник: содержание катионов калия, валового P_2O_5 и K_2O , хрома, стронция-90; в пшеницу: содержание в почве сульфатов, серы, марганца, свинца. Поступление стронция-90 в растения зависит от следующих почвенных характеристик, полынни обыкновенная: рН почвы, содержание натрия, цинка, фтора, никеля и свинца; тысячелистник: рН, катионов натрия, цинка, фтора, никеля и свинца; пшеница: содержание меди, фтора, кобальта, никеля, кадмия, гумуса и хрома.

Выводы

1. Изучение вертикального распределения валовых количеств Cs-137 и Sr-90 по почвенным профилям показало, что за период времени, истекший с момента загрязнения почв, радионуклиды на этих участках мигрировали на значительную глубину (более 50 см).

Построенные уравнения регрессии позволяют оценить интенсивность миграции радионуклидов по почвенному профилю. Наибольшая интенсивность миграции Cs-137 по почвенному профилю наблюдается у почв, легких по гранулометрическому составу (темно-каштановая почва), в почве черноземов (обыкновенный, типичный, южный), для минеральных почв (чернозем южный неполноразвитый щебневатый) характерна меньшая интенсивность. Интенсивность миграции в почве чернозема южного неполноразвитого щебневатого сравнительно невысока, наибольшая интенсивность миграции Sr-90 по почвенному профилю наблюдается у почв чернозема обыкновенного и южного.

2. Наибольшей интенсивностью накопления радионуклидов биомассой растений по цезию-137 обладают полынь (чернозем южный,

обыкновенный и темно-каштановая почва) и пижма (темно-каштановая почва); по стронцию-90 полынь (чернозем типичный и обыкновенный) и тысячелистник (чернозем южный щебневатый неполноразвитый).

3. К химическим факторам, наиболее сильно влияющим на поступление цезия-137 в полынь обыкновенную, относятся: содержание валового K_2O и P_2O_5 , хрома, стронция-90; в тысячелистник: содержание катионов калия, валового P_2O_5 и K_2O , хрома, стронция-90; в пшеницу: содержание в почве сульфатов, серы, марганца, свинца. Поступление стронция-90 в полынь обыкновенную зависит от рН почвы, содержания натрия, цинка, фтора, никеля и свинца; в тысячелистник – рН, катионов натрия, цинка, фтора, никеля и свинца; в пшеницу – от содержания меди, фтора, кобальта, никеля, кадмия, гумуса и хрома.

4. На основе применения метода группового учета аргументов получены аналитические зависимости, позволяющие вычислить содержание радионуклидов в растениях в зависимости от их концентрации в почве и физико-химических свойств почв.

Список использованной литературы:

1. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергозатрат, 1981 с 100.
2. Фрид А.С. Влияние свойств почвы на диффузионную миграцию в ней стронция-90: Автореф.канд.хим.наук. Л., 1970. С.17.
3. Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г и др. Сельскохозяйственная радиоэкология. 1992, с.400