

Рахимова Н.Н., Ефремов И.В., Горшенина Е.Л.
Оренбургский государственный университет
E-mail: rahimovann@mail.ru

МИГРАЦИОННЫЕ СПОСОБНОСТИ РАДИОНУКЛИДОВ CS-137 И SR-90 В РАЗЛИЧНЫХ ТИПАХ ПОЧВ

Основным реальным источником радиоактивного загрязнения почвенно-растительного комплекса являются глобальные радиоактивные выпадения из атмосферы долгоживущих радионуклидов при ядерных испытаниях, а так же воздушные выбросы техногенных радионуклидов, связанные с работой предприятий ядерного топливного цикла.

В результате выпадений радионуклиды оседают на земную поверхность, аккумулируются в почве, включаются в биогеохимические циклы миграции и становятся новыми компонентами почвы. Почва является важным инерционным звеном, от скорости миграции радионуклидов в почве, во многом зависят темпы их распространения по всей цепочке. В результате перемещения в почве и последующего корневого поглощения радионуклиды поступают в части растений представляющие пищевую или кормовую ценность.

Исследование миграции радионуклидов по почвенному профилю – один из важных подходов к изучению антропогенного влияния на растительность. Миграция радионуклидов по профилю почвы происходит благодаря перемещению почвенных частиц, в составах которых они входят, за счет движения почвенной влаги, содержащей растворимые и коллоидные их формы, а также процессов сорбции и десорбции

Данная статья посвящена изучению миграционной способности радионуклидов Cs-137 и Sr-90 по почвенному профилю в различных типах почв Оренбургской области. Разработан метод оценки интенсивности миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 по профилю черноземных и темно-каштановых почв с помощью построенных регрессионных уравнений и величины λ , которая является постоянной и зависит от типа почв. Построенные уравнения регрессии, позволяют оценить интенсивность миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 по почвенному профилю.

На территории Оренбургской области имеется несколько потенциальных источников загрязнения окружающей среды радионуклидами: эпицентр ядерного взрыва Тоцкого войскового учения, след радиоактивного облака, распространившегося после взрыва.

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 Sr-90 в почве чернозема южного неполноразвитого щебневатого сравнительно невысока, наибольшая интенсивность миграции Sr-90 по почвенному профилю наблюдается у почв чернозема обыкновенного и южного.

Ключевые слова: радионуклиды, цезий-137, стронций-90, профильная миграция, корреляционный анализ, степная зона, типы почв, уравнения регрессии.

В результате выпадений радионуклиды оседают на земную поверхность, аккумулируются в почве, включаются в биогеохимические циклы миграции и становятся новыми компонентами почвы. Почва является важным инерционным звеном, от скорости миграции радионуклидов в почве, во многом зависят темпы их распространения по всей цепочке. В результате перемещения в почве и последующего корневого поглощения радионуклиды поступают в части растений представляющие пищевую или кормовую ценность.

Исследование миграции радионуклидов по почвенному профилю – один из важных подходов к изучению антропогенного влияния на растительность. Миграция радионуклидов по профилю почвы происходит благодаря перемещению почвенных частиц, в составах которых они входят, за счет движения почвенной влаги, содержащей растворимые и коллоидные их формы, а также процессов сорбции и десорбции

Материалы и методы исследования

Для обследования выбирались участки размером приблизительно 100 на 100 метров на природных ландшафтах. На сельскохозяйственных угодьях, выбирался элементарный участок (отдельный обрабатываемый участок, занятой 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 исследовался 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.

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

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

Результаты исследований

Изучение вертикального распределения 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 (до 50 см).

В качестве объекта исследований были взяты следующие почвы Оренбургской области, черноземы: южные, типичные, обыкновенные, неполноразвитыещепневатые и темно-каштановая почва целины и агроценоза.

В таблице 1 представлены усредненные значения содержания радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в различных типах почв естественных и агроэкосистем.

Максимальное содержание Cs-137 и Sr-90 отмечается в почве чернозема южного не-

полноразвитогощепневатого для естественной экосистемы соответственно 15,4 и 11,8 Бк/кг, для агроэкосистем в пахотном горизонте (0–30 см) максимальное содержание Cs-137 и Sr-90 – соответственно 14,8 и 12,3 Бк/кг. Минимальное содержание Cs-137 и Sr-90 отмечается в почве чернозема южного для естественной экосистемы 11,92 и 10,28 Бк/кг, и в почве чернозема обыкновенного 12,03 и 10,17 Бк/кг соответственно.

В таблице 2 приведены распределения Cs-137 и Sr-90 по почвенному профилю 0–5, 5–10, 10–20, 20–30, 30–40, 40–50 в почвах естественных экосистем Оренбургской области. Как показывают данные, представленные в таблице 2, видно, что подвижность радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в разных типах почв по профилю не одинакова.

На всей обследованной территории суммарная концентрация Cs-137 по почвенному профилю выше Sr-90.

Процесс вертикальной миграции Cs-137 по почвенному профилю для естественных экосистем идет интенсивнее Sr-90.

В результате проведенного регрессионного анализа получили уравнение регрессии экспоненциального вида, позволяющее оценить динамику профильной миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90:

$$C = C_0 \cdot e^{-\lambda x}, \quad (1)$$

где C_0 – концентрация радионуклидов Cs-137 и Sr-90 на поверхности, Бк/кг;

Таблица 1. Среднее содержание радионуклидов цезия-137 и стронция-90 (Бк/кг) в почвах Оренбургской области, при $p < 0,05$

Тип почв	Cs-137, Бк/кг		Sr-90, Бк/кг	
	агроекосистема	агроекосистема	агроекосистема	агроекосистема
Чернозем обыкновенный	10,9±2,18	12,03±1,45	9,1±1,88	10,17±1,34
	<u>15,2</u>	<u>18,3</u>	<u>10,9</u>	<u>11,3</u>
	8,6	9,1	8,7	9,3
Чернозем типичный	13,0±2,61	12,95±1,53	11,5±3,05	11,05±1,52
	<u>17,4</u>	<u>19,6</u>	<u>14,4</u>	<u>13,9</u>
	10,1	9,6	8,9	9,2
Чернозем южный неполноразвитыйщепневатый	14,8±2,75	15,4±3,75	12,3±3,19	11,8±1,43
	<u>21,1</u>	<u>33,9</u>	<u>16,8</u>	<u>18,7</u>
	9,4	9,9	10,20	9,3
Темно-каштановая	14,0±3,84	12,83±0,92	11,1±1,73	11,15±1,52
	<u>17,3</u>	<u>15,8</u>	<u>13,6</u>	<u>12,8</u>
	12,0	10,2	9,1	9,7
Чернозем южный	13,2±3,34	11,92±1,31	11,6±1,98	10,28±1,56
	<u>15,3</u>	<u>18,1</u>	<u>12,9</u>	<u>12,4</u>
	11,1	9,8	8,7	9,0

Примечание

max – концентрация радионуклида, Бк/кг

min – концентрация радионуклида, 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.

Данное уравнение позволяет оценить миграционную способность радионуклидов по величине показателя λ .

Результаты регрессионного анализа представлены в таблице 3.

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

$C(x) = 14,57 \cdot \exp(-0,06 \cdot x)$ для чернозема обыкновенного;

$C(x) = 16,95 \cdot \exp(-0,08 \cdot x)$ для темно-каштановой почвы;

$C(x) = 19,77 \cdot \exp(-0,13 \cdot x)$ для чернозема типичного;

$C(x) = 15,20 \cdot \exp(-0,08 \cdot x)$ для чернозема южного;

$C(x) = 40,00 \cdot \exp(-0,28 \cdot x)$ для чернозема южного неполноразвитого щебневатого.

Концентрация Cs-137 для естественных экосистем по почвенному профилю экспонен-

циально 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 Cs-137 по почвенному профилю меняются незначительно для чернозема южного и темно-каштановой почвы ($\lambda=0,08$), для чернозема обыкновенного ($\lambda=0,06$).

Максимальные концентрации Cs-137 отмечаются в черноземе южном щебневатом неполноразвитом в слое 0–5 см (33,9 Бк/кг).

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

$C(x) = 11,16 \cdot \exp(-0,03 \cdot x)$ для чернозема обыкновенного;

$C(x) = 11,05 \cdot \exp(-0,00 \cdot x)$ для темно-каштановой почвы;

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

$C(x) = 11,79 \cdot \exp(-0,04 \cdot x)$ для чернозема южного;

$C(x) = 17,24 \cdot \exp(-0,12 \cdot x)$ для чернозема южного неполноразвитого щебневатого.

Максимальные концентрации Sr-90 для естественных экосистем отмечаются в черноземе южном неполноразвитом щебневатом в

Таблица 2. Распределение Cs-137 и Sr-90 по вертикальному профилю в почвах естественных экосистем, Бк/кг

Глубина слоя, см	Чернозем обыкновенный	Чернозем типичный	Чернозем неполноразвитый щебневатый	Темно-каштановая	Чернозем южный
0–5	$18,3 \pm 2,3$ $11,3 \pm 2,03$	$19,6 \pm 3,62$ $13,8 \pm 2,74$	$33,9 \pm 5,78$ $18,7 \pm 3,61$	$15,8 \pm 2,37$ $9,7 \pm 1,39$	$18,1 \pm 2,87$ $12,4 \pm 2,53$
5–10	$13,4 \pm 2,01$ $10,8 \pm 1,94$	$15,1 \pm 2,41$ $13,9 \pm 2,78$	$14,3 \pm 2,14$ $12,1 \pm 2,78$	$12,8 \pm 1,8$ $11,2 \pm 1,79$	$9,4 \pm 1,45$ $9,0 \pm 1,74$
10–20	$9,2 \pm 1,2$ $9,3 \pm 1,48$	$11,3 \pm 1,36$ $10,7 \pm 2,18$	$11,4 \pm 1,82$ $10,7 \pm 1,71$	$14,6 \pm 2,19$ $12,8 \pm 2,17$	$12,4 \pm 1,61$ $11,5 \pm 2,11$
20–30	$9,8 \pm 1,37$ $9,8 \pm 1,84$	$11,1 \pm 1,65$ $9,5 \pm 1,81$	$11,4 \pm 1,71$ $9,8 \pm 1,89$	$13,3 \pm 1,12$ $12,5 \pm 1,85$	$11,3 \pm 2,14$ $10,0 \pm 1,62$
30–40	$12,4 \pm 1,51$ $10,5 \pm 1,55$	$11,0 \pm 0,98$ $9,2 \pm 1,73$	$11,5 \pm 1,49$ $10,2 \pm 1,42$	$10,2 \pm 1,22$ $10,5 \pm 1,63$	$9,8 \pm 1,76$ $9,6 \pm 1,49$
40–50	$9,1 \pm 1,09$ $9,4 \pm 1,78$	$9,6 \pm 1,44$ $9,2 \pm 1,54$	$9,9 \pm 1,58$ $9,3 \pm 1,52$	$10,3 \pm 1,54$ $10,2 \pm 1,44$	$10,5 \pm 1,57$ $9,2 \pm 1,23$

Примечание

Cs-137 – концентрация радионуклида, Бк/кг

Sr-90 – концентрация радионуклида, Бк/кг

Таблица 3. Коэффициенты уравнения регрессии $C = C_0 \cdot e^{-\lambda x}$

Элементы	Тип почв									
	Чернозем южный		Чернозем обыкновенный		Чернозем типичный		Темно-каштановая		Чернозем неполноразвитый щебневатый	
	C_0	λ	C_0	λ	C_0	λ	C_0	λ	C_0	λ
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	0,04	11,16	0,03	15,25	0,10	11,05	0,00	17,24	0,12

слое 0–5 см (18,7 Бк/кг). Изменения содержания Sr-90 по профилю в пробах темно-каштановой почвы ($\lambda=0$) не наблюдается. Концентрация Sr-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 Sr-90 **изменяется незначительно** по почвенному профилю для чернозема южного ($\lambda=0,04$) и чернозема обыкновенного ($\lambda = 0,03$).

Выводы

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

2. Методика оценки интенсивности вертикальной миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 по почвенному профилю, по построенным уравнениям регрессии позволяет прогнозировать динамику профильной миграции с помо-

щью постоянной λ и заданной концентрации радионуклидов на поверхности почвы. Величина λ – постоянная, которая характеризует миграционные способности радионуклидов и зависит от физико-химических свойств почв.

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

4. 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 Sr-90 в почве чернозема южного неполноразвитого щебневатого сравнительно невысока, наибольшая интенсивность миграции Sr-90 по почвенному профилю наблюдается у почв чернозема обыкновенного и южного.

10.09.2015

Список литературы:

1. Алексахин Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев и др. // М.: Энегроиздат, 1992, с.400
2. Ефремов И.В. Исследование нахождения подвижных форм тяжелых металлов и радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвенно-растительных комплексах степной зоны: в 3 т. / И.В. Ефремов, Н.Н. Рахимова, Е.Л. Янчук // Актуальные проблемы экологии.: сб. науч. работ. - Томск, 2004. - №3. С.455 – 456
3. Ефремов И.В. Математическое моделирование миграции радионуклидов в почвенно-растительных комплексах Оренбуржья / Ефремов И.В., Рахимова Н.Н., Ефремова Е.Г. и др. // Вестник ОГУ. - Оренбург, 2005. - №9 – С.129 – 133.
4. Ефремов И.В. Моделирование почвенно-растительных систем. – М.: Издательство ЛКИ, 2008. - с.65-70. Молчанова И.В. Радиоактивное загрязнение почвы и растительности / И.В.
5. Молчанова, В.Н. Караваева, Л.Р. Михайловская // Эколого-генетический анализ отдаленных последствий Тощкого ядерного взрыва в Оренбургской области в 1954 году (факты, модели, гипотезы). – Екатеринбург: УрО РАН, 1997. – с. 45-47.
6. Рахимова Н.Н. Восстановление почв загрязненных радионуклидами методом фитомелиорации. Всероссийская научно-методическая конференция с международным участием «Университетский комплекс как региональный центр образования, науки и культуры». – Оренбург. гос. ун-т. – Оренбург :ОГУ, 2014. С. 997- 1002.
7. Рахимова Н.Н. Геоэкологические особенности миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в почвенно-растительных комплексах степной зоны Оренбуржья / Дисс. на соискание ученой степени кандидата технических наук, Оренбург 2006, С. 35-47

Сведения об авторах:

Рахимова Наталья Николаевна, доцент кафедры безопасности жизнедеятельности Оренбургского государственного университета, кандидат технических наук
460018, г. Оренбург, пр-т Победы, 13, тел.: (3532) 372-541, e-mail: bgd@mail.osu.ru

Ефремов Игорь Владимирович, заведующий кафедрой безопасности жизнедеятельности Оренбургского государственного университета, доктор биологических наук
460018, г. Оренбург, пр-т Победы, 13, тел.: (3532) 372-541, e-mail: bgd@mail.osu.ru

Горшенина Екатерина Леонидовна, доцент кафедры безопасности жизнедеятельности Оренбургского государственного университета, кандидат технических наук
460018, г. Оренбург, пр-т Победы, 13, тел.: (3532) 372-541, e-mail: bgd@mail.osu.ru