

Радиоизотопы и их стабильные аналоги в лесных экосистемах

А. М. Дворник, А. А. Дворник

Введение

В течение длительного периода после аварии на ЧАЭС лесные и луговые биогеоценозы сохраняют высокий уровень радиоактивного загрязнения, и миграция радионуклидов в компонентах этих экосистем проходит несколько динамических стадий от накопления, стабилизации и постепенного снижения. Каждая из этих стадий имеет свои специфические закономерности, в которых отражается большое разнообразие почвенно-растительных условий формирования экосистем. Динамика поведения радионуклидов в экосистемах разных типов различна. Поэтому наиболее остро встает вопрос об оценке времени максимального загрязнения наземной фитомассы и периода ее полураспада. Такие оценки можно получить только путем моделирования и прогнозирования перераспределения радионуклидов по элементам естественных биогеоценозов [1].

Направление миграции элементов в биогеоценозах зависит как от их природы, так и от почвообразовательных процессов. Стабильные химические элементы и радионуклиды либо фиксируются и накапливаются в почвах, либо мобилизуются и выносятся с поверхностными и почвенными водами, лесной и луговой растительной продукцией, возвращаются обратно на поверхность почвы и т.п.

Необходимо определить форму нахождения и установить закономерность концентрирования и рассеяния радионуклидов в конкретной физико-химической обстановке. Для этого необходимо иметь сведения о путях переноса радионуклидов, их минеральных и органических носителях, влиянии техногенеза на окружающую среду, скоростях поступления в компоненты экосистем и т.п. Каждый из элементов биогеоценоза (почва, наземная фитомасса, подстилка) нужно квалифицировать с точки зрения потенциального носителя радионуклидов. Только тогда можно построить радиоэкологические карты, прогнозировать изменение радиационной обстановки во времени, дать рекомендации по жизнедеятельности населения на загрязненных территориях.

Долговременное поведение радионуклидов в естественных экосистемах трудно предсказать из-за изменения скорости вертикальной миграции и их биологической доступности со временем. Ожидается, что поведение радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr будет идентично поведению их стабильных аналогов ^{137}Cs и ^{89}Sr . Распределение стабильных ^{133}Cs и ^{89}Sr в компонентах естественных экосистем можно рассматривать как предельный случай поведения радиоизотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr . Анализ поведения стабильных элементов и сравнение их соотношений с радиоизотопами-аналогами даст важнейшую информацию о долгосрочном поведении радионуклидов, на основании которой можно прогнозировать динамику уровней радиоактивного загрязнения экосистем, изменение скоростей миграции и время самоочищения естественных экосистем.

Целью полного цикла исследований является разработка методов прогнозирования и математической модели поведения радионуклидов в компонентах естественных экосистем на основе сравнительного анализа радионуклидов и стабильных элементов и прогноз динамики перераспределения радионуклидов в объектах природной среды на ближайший и отдаленный периоды.

Целью этапа исследований 2007 года является изучение закономерностей перераспределения стабильных элементов в компонентах естественных экосистем.

Материалы и методы

В соответствии с разработанными нами требованиями к базовым объектам для мониторинга естественных экосистем в качестве модельных пробных площадей выбраны: насаждения искусственного происхождения сосняка мшистого II класса возраста, I-II бонитета без существенного подлеска, напочвенный покров в виде мха Шребера, произрастающие на дерново-подзолистых, песчаных, иногда супесчаных свежих почвах, имеющих уклон не более 5%.

Опытный объект расположен в районе населенного пункта Крюки Брагинского района Гомельской области на расстоянии 20 км от ЧАЭС. В качестве пробной площади был выбран наиболее распространенный в районах аварийных выбросов ЧАЭС сосняк мшистый.

Сосняк мшистый расположен на дерново-подзолистой оглеенной внизу песчаной почве, на водно-ледниковых связных песках, сменяемых рыхлыми песками с глубины 0,4 м. Некоторые лесотаксационные характеристики пробной площади: сосняк мшистый, культура, состав 10С, возраст 52 года, автоморфные почвы, запас ^{137}Cs 3423 кБк/м². Среднее значение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения $500,3 \pm 19,1$ мкЗв/ч.

На автоморфных почвах, где произрастает сосняк мшистый, образцы почвы отбирались цилиндрическим буром диаметром 5 см до глубины 20 см. На каждой пробной площади образцы почвы отбирались также с шести точек; 20 сантиметровые керны разделялись на слои по 1 см до глубины 6 см, по 2 см до глубины 10 см и далее по 5 см до глубины 20 см. Одинаковые по глубине слои смешивались и таким образом готовились смешанные образцы почвы. Подготовка проб к измерениям включает в себя предварительную обработку достоверных натуральных образцов почвы, сушку, приготовление навески в соответствии с измерительной кюветой, размещение навески в кювете.

Почвенные и растительные образцы измерялись в воздушно-сухом состоянии. Измерения проводились в соответствии с принятыми методическими рекомендациями [2] с использованием гамма-спектрометра со сцинтилляционным детектором NaI(Tl) 63x63 мм. Минимально детектируемая удельная активность ^{137}Cs 3 Бк за время измерения 1 час в геометрии 0,1 л "дента". Относительная ошибка измерения удельной активности ^{137}Cs в пробах составляет от 10 до 50 % в зависимости от активности образца. Определение стабильного элемента ^{133}Cs проводилось с помощью масс-спектрометра ICP – MS.

Результаты исследования и их обсуждение

Перемещение радионуклидов в почвах представляет сложный процесс по многообразию влияющих факторов. Скорости переноса радионуклидов могут изменяться в широком диапазоне в зависимости от степени влияния того или другого фактора.

Были рассчитаны отношения запаса ^{137}Cs и ^{90}Sr в каждом слое почвы к его общему запасу в подстилке и в 20-сантиметровом слое почвы на пробной площади насаждения. Наивысшая концентрация нуклида наблюдается в верхних слоях и резко падает с глубиной. Распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr по почвенному профилю приведены на рисунке 1. Запас радионуклидов в каждом почвенном слое нормировался на общий запас в почве.

Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr по почвенному профилю имеют схожий характер. Максимальная концентрация обоих нуклидов наблюдается в органическом слое почвы и затем быстро падает с глубиной.

Максимум ^{90}Sr лежит глубже, чем максимум ^{137}Cs . Это можно объяснить большей способностью ^{137}Cs фиксироваться в минеральных почвенных слоях.

Отличительной чертой лесных экосистем является лесная подстилка, которая играет огромную роль в перераспределении радионуклидов в лесных ландшафтах. Подстилка является эффективным биохимическим барьером на пути миграции загрязняющих веществ, в том числе и радионуклидов, в минеральные слои почвы. Она аккумулирует их значительную часть и задерживает миграцию в глубь почвы [3]. Подстилка является своеобразным депо, куда посредством опада загрязненных листьев и хвои постоянно поступает новая порция радионуклидов. Причем опад содержит радионуклиды в биологически доступных формах.

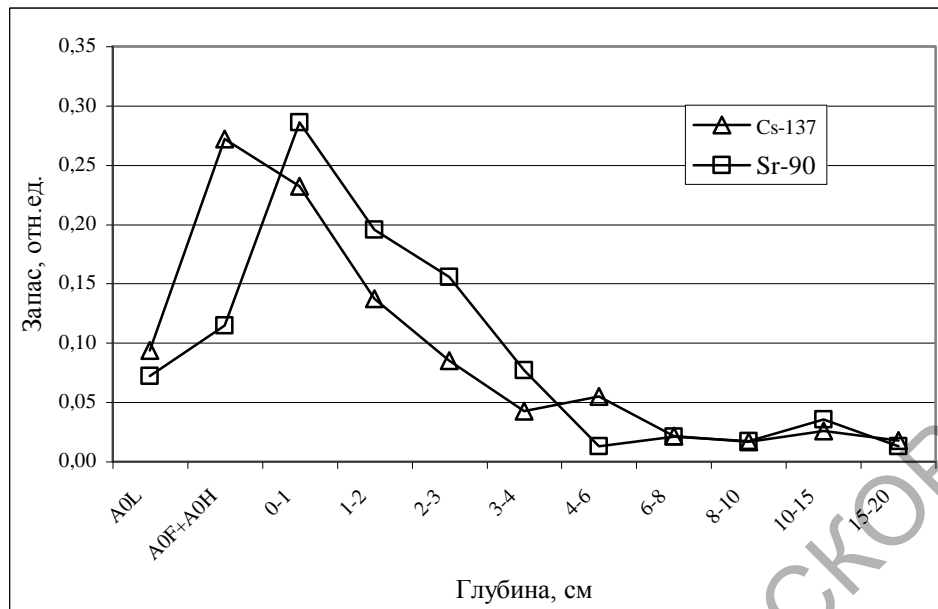


Рисунок 1 – Распределение относительного запаса ^{137}Cs и ^{90}Sr в подстилке и минеральной почве

В первые 10 лет после аварии на ЧАЭС достаточно интенсивно шел процесс перехода радионуклида из органической почвы в минеральную. Это происходило за счет конвективно-диффузионной миграции радиоцезия и минерализации органического слоя почвы. Затем процессы поступления цезия в подстилку и переход его в минеральную почву пришли в равновесие.

Естественные экосистемы имеют тенденцию накапливать радионуклиды, выпавшие из атмосферы после испытаний ядерного оружия и ядерных аварий. Даже спустя много лет после радиоактивных выпадений продукция естественных экосистем имеет достаточно высокое радиоактивное загрязнение.

В связи с большим периодом полураспада и медленной скоростью миграции становится очень важным изучить их поведение в естественных экосистемах с точки зрения радиационной защиты. Однако долгосрочное прогнозирование поведения долгоживущих радионуклидов в естественных экосистемах встречает значительные трудности.

Так как химические свойства радиоцезия идентичны стабильному цезию, то, анализируя поведение стабильного цезия и отношения стабильных и радиоактивных элементов-аналогов, можно сделать долгосрочный прогноз поведения радиоактивных элементов. Ранее подобные исследования проводились в Японии, Германии и Беларуси [4].

Исследования показали, что максимальная концентрация радиоцезия наблюдается в органических слоях и уменьшается с глубиной в минеральных слоях почвы. Этот максимум в органических слоях типичен для естественных экосистем и подтверждается многими исследователями. Аккумуляция тяжелых металлов, таких, как Zn, Pb и Cd, органическими слоями лесных почв наблюдалась во многих лесах, загрязненных атмосферными выпадениями.

С другой стороны, концентрация стабильного цезия практически постоянна в минеральных слоях, в органических слоях она ниже, чем в минеральных. Вертикальное распределение ^{40}K сходно с распределением стабильного цезия. Это свидетельствует о том, что основной источник стабильного цезия – минеральная почва и атмосферным выпадением можно пренебречь.

Концентрация стабильного цезия в минеральных слоях почвы варьируется от 0,4 до 0,6 мг/кг сухого веса. В органических слоях она равна 0,1 мг/кг. Изменение отношения радиоцезия и стабильного цезия в основном обусловлено снижением концентрации радиоцезия с глубиной минеральных слоев. Это показывает, что радиоцезия Чернобыльского происхождения не достигает равновесного состояния со стабильным цезием.

Оценка глобальных выпадений ^{137}Cs проводилась в работах японских ученых [4] по соотношению $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$, которое оказалось равным 1,75 для Чернобыльского радио цезия на 1 мая 1986 г. Содержание глобального радиоцезия увеличивается более, чем на порядок

от горизонтов A0L до A0F+A0H. Отношения глобального радиоцезия и стабильного цезия для органических слоев практически постоянны, что показывает хорошее перемешивание этих изотопов.

На рисунке 2 показаны концентрация стабильного и радиоцезия для наших лесных объектов, а также их отношения для различных слоев почвы. Кривая имеет значительный наклон, что свидетельствует о неравновесном соотношении этих изотопов. Поэтому следует ожидать более высоких темпов поступления радиоцезия в лесную продукцию.

Скорость уменьшения наклона кривой отношения стабильного и радиоцезия и достижения постоянных значений будет оценена на основе моделирования поведения изотопов в компонентах экосистем.

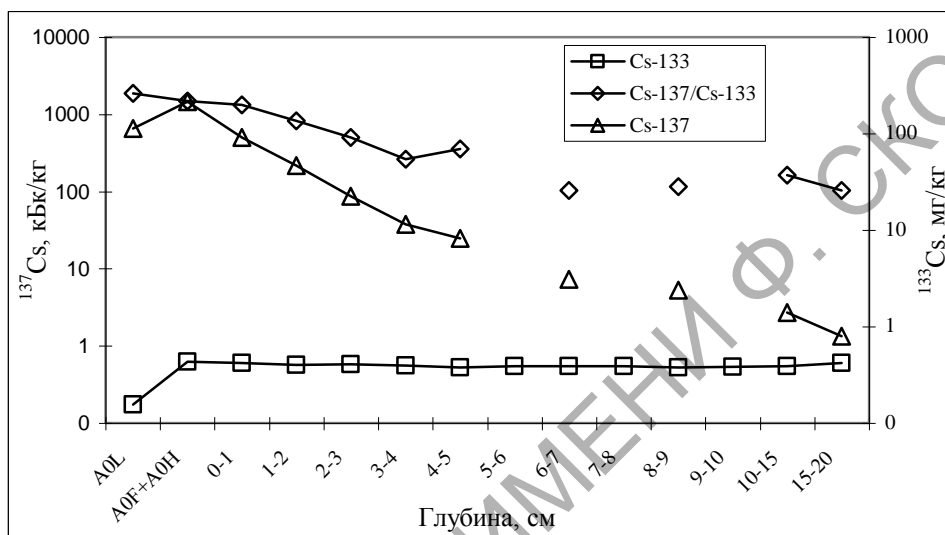


Рисунок 2 – Концентрация стабильного и радиоцезия для различных слоев лесной почвы и их отношения

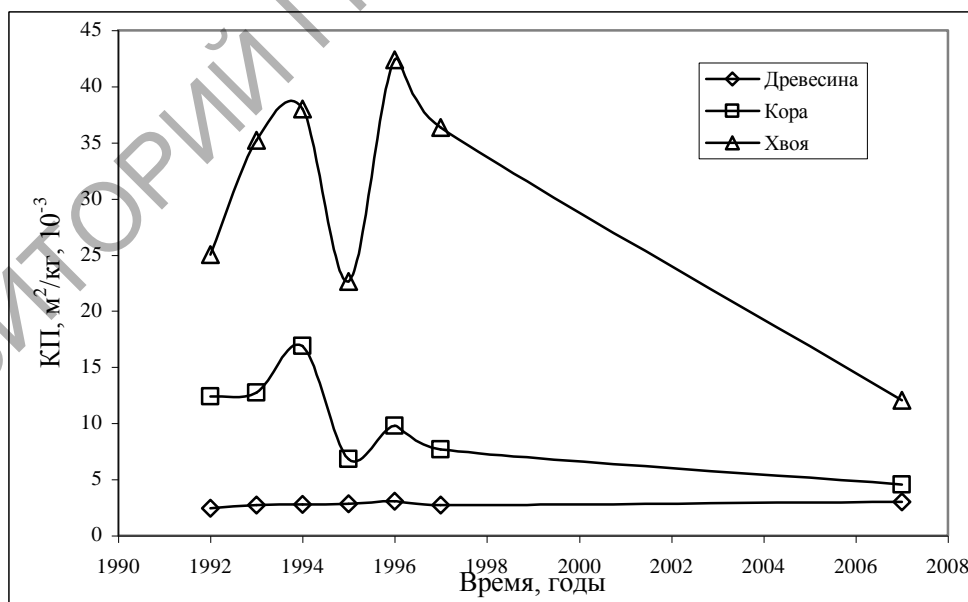


Рисунок 3 – Динамика коэффициентов перехода (КП) ^{137}Cs из почвы в компоненты древесных растений

В загрязнении древесного яруса радионуклидами определяющую роль играет их содержание в почве. Переход радионуклидов в древесное растение зависит от типа леса (следовательно, и от типа почвы под лесом), условий местопроизрастания, породного состава и возраста [5]. Доступность радионуклидов для корневой системы дерева определяется фор-

мами их нахождения, скоростью миграции по почвенному профилю, строением системы питающих корней дерева и различается для различных типов лесных почв.

По уровню загрязнения радионуклидами компонентов дерева достоверно выделяются три группы: древесина, кора и побеги с хвоей. Наибольшей степенью загрязнения характеризуются активные вегетативные органы, наименьшей – древесина. Кора деревьев, очевидно, содержит следы первичного поверхностного загрязнения.

На рисунке 3 показана динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs в различные компоненты древесных растений. Очевидна тенденция к очищению вегетативных органов дерева. Древесина является наиболее инертным органом и очищается с наименьшей скоростью.

Растительные образцы, собранные в различных частях древесных растений, показывают различную концентрацию ^{137}Cs и стабильного цезия. Усредненное отношение $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в растительных образцах равно 532 ± 102 кБк/мг.

Таблица 1 – Удельная активность ^{137}Cs и концентрация стабильного цезия

Вид образца	Масса пробы, г	Удельная активность ^{137}Cs , кБк/кг	Концентрация стабильного Cs, мг/кг	Отношение $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$, кБк/мг
Хвоя	89	52,1	0,121	430,6
Древесина	6	22,9	0,053	432,2
Кора	20	18,4	0,025	736,0

Наблюдается хорошая корреляция между ^{137}Cs и ^{133}Cs . Регрессионный анализ поддерживает гипотезу о том, что радиоцезий поступает в древесные слои растений подобно стабильному цезию.

Отношение ^{137}Cs к ^{133}Cs в подстилке в горизонтах A0L и A0F+A0H равны соответственно 1852 и 1480 кБк/мг, что отличается от подобного отношения в растительных образцах. Это свидетельствует о том, что равновесие между стабильным цезием и радиоцезием еще не достигнуто.

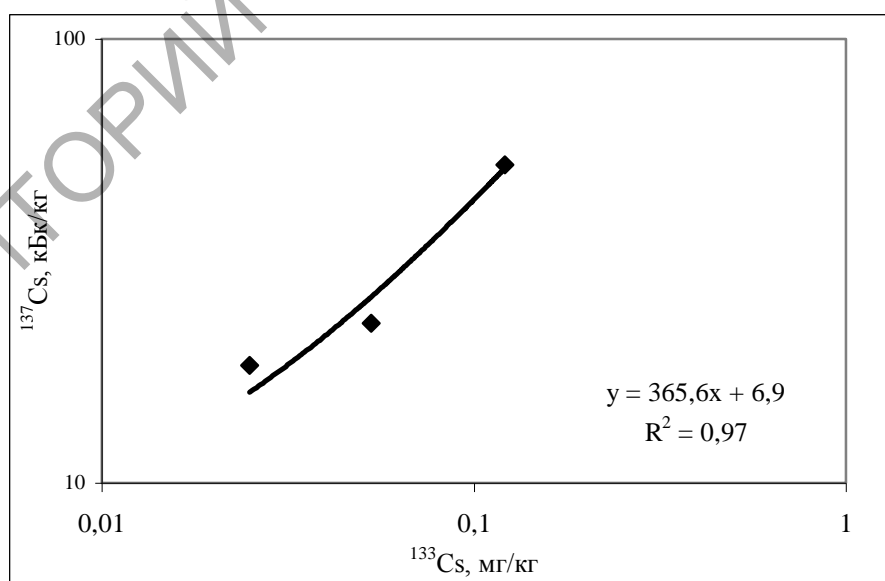


Рисунок 6 – Зависимость удельной активности ^{137}Cs от концентрации стабильного цезия в хвое, древесине и коре

На рисунке 6 представлено отношение между измеренными концентрациями ^{137}Cs и стабильного ^{133}Cs в растительных образцах.

Заключение

В ходе выполнения исследований получены следующие результаты:

- изучено распределение стабильного цезия в почве и растительных образцах. Концентрация стабильного цезия в минеральных слоях почвы варьирует от 0,4 до 0,6 мг/кг сухого веса. В органических слоях она равна 0,1 мг/кг;
- показано, что отношение ^{137}Cs к ^{133}Cs в органической почве отличается от подобного отношения в растительных образцах. Это свидетельствует о том, что равновесие между стабильным цезием и радиоцезием еще не достигнуто.

Abstract. Distribution of radio nuclides of Chernobyl fallouts and their stable analogues in forest ecosystems is analyzed in the paper. The distributions are considered in soil. The dynamics of transfer factors of radio nuclides in components of forest phytocenosis is also presented. The distribution of stable cesium in soil and vegetable samples is studied.

Литература

- 1 Ипатьев, В.А Лес и Чернобыль / В.А.Ипатьев, И.М.Булавик, А.М. Дворник // Науч. тр./ Ин-т леса АНБ. – Гомель, 1993. – Вып. 37: Проблемы лесоведения и лесоводства. – С. 34-43.
- 2 Измерения активности гамма-излучающих радионуклидов: метод. рекомендации. – М.:ВНИИФТРИ, 1993. – 35 с.
- 3 Belli, M. Behaviour of radionuclides in natural and seminatural environments: Final report ECP-5 / M. Belli, [et al.] – Brussels-Luxemburg: ECSC-EC-EAEC, 1996. – 147 p.
- 4 Equilibrium of radiocesium with stable cesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems / S.Yoshida [et al.] // Journal of Environment Radioactivity. – 2004. – Vol.75. – P. 301-313.
- 5 Дворник, А.М. Влияние типа почвы и возраста насаждений на перераспределение ^{137}Cs в сосняках // А.М. Дворник [и др.] Медицинские аспекты радиоактивного воздействия на население, проживающее на загрязненной территории после аварии на Чернобыльской АЭС: Материалы международного науч. симпозиума, Гомель, 1994г. – Гомель, 1994. – С. 41-42.

Гомельский государственный
университет им. Ф. Скорины

Поступило 28.02.08