

## Характеристика латерального распределения $^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{241}\text{Am}$ в поверхностном слое почвы различных биогеоценозов белорусского сектора зоны отчуждения Чернобыльской АЭС

С.А. КАЛИНИЧЕНКО

Представлены результаты многолетних исследований особенностей латерального распределения  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  в верхнем слое почвы различных биогеоценозов на территории зоны отчуждения ЧАЭС. Определены параметры варьирования содержания радионуклидов в верхнем слое почвы бывшего сельскохозяйственного угодья и участков, расположенных в хвойном и лиственном лесу. Обнаружено снижение значений коэффициента вариации ( $V$ ) со временем, прошедшим с момента аварии. Наибольшее значение варьирования (75,2 %) было получено для  $^{90}\text{Sr}$  в почве соснового леса. Отмечено влияние ряда факторов на горизонтальное перераспределение радионуклидов.

**Ключевые слова:** латеральное распределение, коэффициент вариации, radionuclides ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ).

The results of long-term investigations of the  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , and  $^{241}\text{Am}$  horizontal distribution in the upper soil layer in various ecosystems on the territory of the exclusion zone of the Chernobyl NPP are presented in the article. The parameters of the variation the radioisotopes activities in the upper soil layer in the former agricultural lands as well as in the coniferous and deciduous forests were analyzed. A decrease in the values of the coefficient of variation ( $V$ ) with the time elapsed since the accident was revealed. The highest value of the coefficient of variation (75,2 %) was obtained for  $^{90}\text{Sr}$  in the soil in the pine forest. The effect of some factors on the horizontal redistribution of radionuclides is shown.

**Keywords:** horizontal distribution, coefficient of variation, radionuclides ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ).

**Введение.** В настоящее время радиоэкологическая обстановка загрязненных радионуклидами территорий в большей степени определяется не уровнями и количеством выпавших радиоактивных элементов с аэрозолями и частицами реакторного топлива, а погодноклиматическими и ландшафтными условиями, контролирующими биотическую и абиотическую миграцию радионуклидов. Формирование пространственного загрязнения поверхности почвы ближней зоны аварии на ЧАЭС является динамическим процессом, способным существенно изменить ситуацию с течением времени, прошедшего от момента выпадения радиоактивных осадков. Такие изменения зависят от ряда факторов как живой, так и неживой природы: погодноклиматические воздействия, ландшафтная дифференциация, сукцессионные процессы, связанные с изменением интенсивности и направленности антропогенного воздействия, деятельность живых организмов [1]–[4].

Исследование пространственного распределения радиоактивного загрязнения является важным условием разработки радиационных прогнозов. Изучение миграции радионуклидов с учетом пространственно-временной структуры ландшафтов зоны отчуждения ЧАЭС на разных масштабных уровнях может служить для пространственной оценки радиоэкологических ситуаций, являться основой радиологической экспертизы загрязненных территорий. К тому же, исследования распределения радионуклидов в ландшафтах можно использовать для выявления связи радиоактивного загрязнения с ландшафтными условиями, что имеет важное методическое значение для выявления факторов и механизмов формирования техногенных геохимических аномалий [1], [3].

Пространственные и временные закономерности ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов недостаточно изучены как из-за методических сложностей, так и вследствие их изменчивости на разных масштабных уровнях. По мнению российского исследователя В.Г. Линника [1] изучение ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов остается актуальным при организации радиационного мониторинга и планировании реабилитационных мероприятий на загрязненных территориях. Ландшафтный анализ и оценка распределения радионуклидов являются важным элементом системы радиационной

безопасности, направленной на оздоровление радиэкологической обстановки. Немаловажным фактором при этом является тип и степень лесорастительного покрытия исследуемого биогеоценоза. Специфика перераспределения радионуклидов будет существенно различаться в зависимости от типа формирования верхнего органогенного слоя, где в качестве биологического материала может выступать как быстро разлагающаяся подстилка лиственного леса, так и мощная многолетняя и многослойная подстилка сосняка. Иначе происходит пространственное перераспределение радионуклидов на поверхности участков, лишенных лесорастительного покрытия (луга, залежи, суходолы).

Согласно анализу факторов, определяющих долговременную динамику миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове, проведенного исследователями [2], специфической особенностью поставарийной ситуации является высокая степень гетерогенности радиоактивных веществ, выброшенных из аварийного блока, по радионуклидному составу и физико-химическим формам, миграционной среде и пространственного распределения радионуклидов на загрязненной территории. В начальный период после аварии загрязнение почвы экосистем зоны отчуждения радионуклидами характеризовалось высоким (до 60 % и выше) коэффициентом вариации [3]. В настоящее время, по мнению различных авторов [4]–[6], эти значения должны быть значительно ниже.

**Материалы и методы исследований.** Исследования проведены в белорусском секторе зоны отчуждения ЧАЭС на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. В 2011–2017 гг. были изучены особенности горизонтального распределения  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  в почве биогеоценозов с различными лесорастительными условиями. Исследования проведены на территории гидроморфного смешанного лиственного леса с преобладанием березы (березняка), бывшего сельхозугодия (залежи) с автоморфным типом почвы и соснового леса с низким УГВ. Все три экспериментальных полигона расположены в ближней зоне (отчуждения) ЧАЭС в районе исследовательской станции «Масаны» на расстоянии около 10 км от эпицентра аварии (рисунок 1).

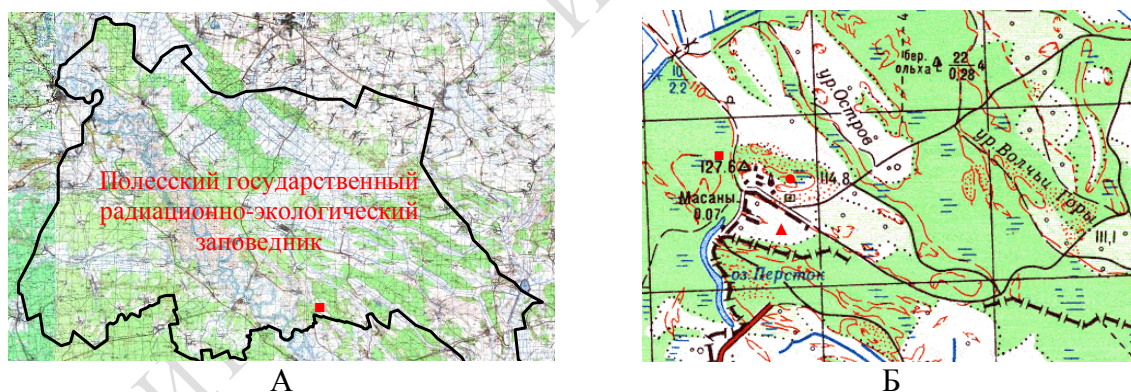


Рисунок 1 – Район проведения исследований – А (■) и участок карты-схемы с расположением экспериментальных полигонов – Б (■ – сосновый лес, ● – лиственный лес, ▲ – залежный луг)

С целью установления изменчивости (размаха варьирования) содержания радионуклидов в почве были определены коэффициенты вариации К. Пирсона ( $V$ ), рассчитанные как отношение среднего квадратического отклонение для выборки ( $S_x$ ) к средней арифметической ( $\bar{x}$ ) из суммы частных или групповых средних: ( $V = \frac{S_x}{\bar{x}} \times 100\%$ ).

При исследовании пространственной неоднородности радиоактивных выпадений был использован метод вложенных квадратов. Размер экспериментальных полигонов составил  $100 \times 100$  м. Внутри основной экспериментальной площадки были выбраны малые размером  $10 \times 10$  м, с которых проводился отбор смешанных образцов почвы стандартным пробоотборником диаметром 4 см на глубину 20 см. При этом одновременно были проведены измерения мощности дозы  $\gamma$ -излучения (МД) на высоте 1 м и 3–4 см от поверхности почвы при помощи дозиметра-радиометра МКС (EL) – 1117А.

Полевые исследования были проведены в сухую погоду в весенний период до отрастания травянистой растительности. Смешанные образцы почвы, включающие 5 уколов, упаковывались в полиэтиленовые пакеты, этикировались и передавались для лабораторных исследований (сушка, гомогенизация, спектрометрия и радиохимия).

Статистическая обработка результатов была проведена стандартными биометрическими методами (вариационная статистика и корреляционный анализ) [7].

**Результаты исследований.** Для радиоактивного загрязнения экспериментальных полигонов, как и для всей 30-км зоны ЧАЭС, характерен конденсационно-топливный тип выпадений. Поведение радионуклидов, представленных конденсационной компонентой, аналогично поведению радионуклидов глобальных выпадений. Радиологическое значение высокоактивных частиц реакторного топлива во многом зависит от плотности их выпадения, дисперсности, степени физической и химической устойчивости матрицы (склонность к деструкции) в реальных почвенно-климатических условиях. Однако в обоих случаях процесс латерального перераспределения радионуклидов по компонентам микрорельефа будет происходить по-разному. Это связано как с различиями в биогенной миграции, так и с физико-химическими свойствами самих элементов. Изменение как тех, так и других свойств определяется рядом факторов, среди которых мы рассматриваем наиболее определяющие, как для начального периода выпадений, так и для отдаленного (восстановительного) – это тип лесопокрывтия или его отсутствие и степень увлажнения поверхностных слоев почвы.

Оценка содержания радионуклидов в почве показала, что максимальные значения плотности загрязнения выбранного полигона на территории березняка составили: для  $^{137}\text{Cs}$  – 6315,2 кБк/м<sup>2</sup> (170,7 Ки/км<sup>2</sup>), для  $^{90}\text{Sr}$  – 3908,3 кБк/м<sup>2</sup> (105,6 Ки/км<sup>2</sup>), для  $^{241}\text{Am}$  – 146,9 кБк/м<sup>2</sup> (4,0 Ки/км<sup>2</sup>). На территории залежи: для  $^{137}\text{Cs}$  – 8079,4 кБк/м<sup>2</sup> (212,4 Ки/км<sup>2</sup>), для  $^{90}\text{Sr}$  – 4550,9 кБк/м<sup>2</sup> (123,0 Ки/км<sup>2</sup>), для  $^{241}\text{Am}$  – 148,9 кБк/м<sup>2</sup> (4,0 Ки/км<sup>2</sup>). В почве соснового леса: для  $^{137}\text{Cs}$  – 5820,9 кБк/м<sup>2</sup> (157,3 Ки/км<sup>2</sup>), для  $^{90}\text{Sr}$  – 2109,9 кБк/м<sup>2</sup> (57,0 Ки/км<sup>2</sup>), для  $^{241}\text{Am}$  – 133,0 кБк/м<sup>2</sup> (3,6 Ки/км<sup>2</sup>).

Проведенные на высоте 1 м измерения МД на территории березняка показали невысокую вариабельность ( $V = 11,9\%$ ), на высоте 3–4 см от поверхности почвы  $V = 18,7\%$ . Коэффициенты корреляции ( $r_{xy}$ ) между МД на различной высоте и содержанием  $^{137}\text{Cs}$  в почве значительно варьировали, что связано со сложным режимом увлажнения. Анализ МД на территории экспериментального полигона позволил судить о зависимости степени увлажнения поверхностных слоев почвы и лесопокрывтия на формирование  $\gamma$ -фона в биогеоценозе. Наименьшими уровнями МД характеризовались сильно увлажненные или полностью покрытые водой пробные площадки в большей степени покрытые лесом. Заметное изменение радиационной обстановки происходило по мере выхода на сухие участки поверхности с травянистой растительностью, не имеющие высоких деревьев. По всей видимости, на характер флуктуации МД на территории экспериментального полигона влияют не только указанные выше факторы, но и процессы первоначального выпадения аэрозолей на поверхность с последующим перераспределением активности. Естественно предположить, что в начальный период аварии максимумом осадков характеризовались именно участки поверхности почвы, не покрытые лесом. Однако это не означает статический сценарий дальнейшего изменения радиоэкологической ситуации, когда наибольшее влияние оказывает исключительно физический распад. В ряде случаев, в зависимости от гетерогенности микрорельефа, типа и свойств почвы, деятельности живых организмов латеральная миграция может существенно ускоряться и значительно изменять радиационную обстановку. В связи с этим имеет место большая вероятность, что в отдаленный период аварии гидроморфные участки лесной поверхности, покрытые древесной растительностью, могут содержать наибольший запас радиоактивных веществ, никак себя не проявляющий, пока не изменится режим увлажнения.

Среднее значение МД на поверхности почвы залежи составило 4,01 мкЗв/ч, на высоте 1 м – 3,69 мкЗв/ч ( $V = 8,5\%$ ). Сопоставление значений МД на территории исследуемого биогеоценоза (залежный луг) на поверхности почвы обнаружило высокую положительную корреляцию и схожую тенденцию проекционных следов с МД на высоте 1 м. Более высокая

точность сходимости в данном случае невозможна из-за увеличения интегральности формирования величины МД с высотой. На данном экспериментальном полигоне характер распределения уровней МД обусловлен в основном процессами первоначального выпадения аэрозолей на поверхность с последующим перераспределением активности с участием в нем биоты и климата. На момент радиоактивных выпадений данный участок представлял собой типичный агроценоз с минимальным набором травянистой растительности. Это обстоятельство позволяет рассматривать данный полигон в качестве примера влияния естественных сукцессионных процессов на горизонтальное распределение радионуклидов за время прошедшее с момента аварии, в отличие от участков, покрытых лесом.

Среднее значение МД на высоте 1 м в сосновом лесу составило 3,27 мкЗв/ч ( $V = 5,5\%$ ), на поверхности почвы – 3,99 мкЗв/ч ( $V = 9,5\%$ ), при этом  $r_{xy}$  составил 0,51. На данном полигоне с момента радиоактивных выпадений не происходило глобальных сукцессионных процессов, поэтому на горизонтальное перераспределение радионуклидов за время прошедшее с момента аварии влияли лишь естественные колебания в смене возрастной структуры леса, погодно-климатические условия и роющая деятельность животных. Гетерогенность микро-рельефа и режим увлажнения на залежи и в сосняке не могут оказывать существенного влияния на изменение радиационной обстановки, так как перепады высот незначительны и нивелируются роющей деятельностью копытных и других животных.

Анализ латеральной дифференциации  $^{137}\text{Cs}$  в верхнем 20-см слое почвы березняка не выявил существенной неоднородности. Разница между минимальным и максимальным значениями составила 3,8 раза. В верхнем 20-см слое почвы залежи обнаружены участки с различными уровнями загрязнения, а разница между минимальным и максимальным значениями составила 5 раз. В верхнем 20-см слое почвы сосняка данная разница составила 3,7 раза. Коэффициент вариации радионуклида в почве березняка составил 27,4 %, для залежи – 34,0 %, для сосняка – 25,7 %, что является закономерным для отдаленного периода радиационной аварии. Представленные данные распределения  $^{137}\text{Cs}$  указывают на определенное соответствие плотности загрязнения пробных площадей результатам  $\gamma$ -съемки. Участки с максимальными параметрами МД на высоте обнаруживают наиболее высокое содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почве. При этом эмпирический коэффициент корреляции между МД на высоте 1 м и содержанием  $^{137}\text{Cs}$  в почве составил 0,07–0,21, для высоты 3–4 см  $r_{xy} = 0,10$ –0,16. Графическое сравнение проекционных следов указывает на явную тенденцию выделения участков с наиболее высокими и низкими уровнями радиоактивного загрязнения в границах наших экспериментальных полигонов. Отклонения в формировании контурных следов связаны с особенностями микро-рельефа, расположением зон повышенного увлажнения и геометрией измерения МД  $\gamma$ -излучения с высотой.

При исследовании перераспределения  $^{90}\text{Sr}$  в пространстве наблюдается некоторая тенденция соотношения его содержания с  $^{137}\text{Cs}$ . Пробные площади с высокими и низкими плотностями загрязнения почвы радионуклидами чаще всего совпадают. Однако участки с повышенной концентрацией  $^{90}\text{Sr}$  более локальны, а уровни их загрязнения имеют более существенную разницу по сравнению со средним значением, чем это обнаружено в отношении  $^{137}\text{Cs}$ . Различие между минимальным и максимальным значением плотности загрязнения почвы  $^{90}\text{Sr}$  в березняке и на залежи составило 6,5 раза, в сосняке – 114,7 раз. Вероятнее всего такие различия объясняются нахождением данного радионуклида в ближней зоне аварии на ЧАЭС в составе матрицы топливных частиц. По данным украинских исследователей  $95 \pm 5\%$   $^{90}\text{Sr}$  в ближней зоне аварии изначально находилось в составе топливной компоненты чернобыльских выпадений [8]. Различия в генезисе  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  ближней зоны также подтверждаются при этом очень низким коэффициентом положительной корреляции ( $r_{xy} = 0,08$ ). Корреляция же между плотностью загрязнения территории  $^{90}\text{Sr}$  и МД  $\gamma$ -излучения также, как и в случае с  $^{137}\text{Cs}$  незначительна и указывает лишь на общие тенденции перераспределения радионуклидов в пространстве. Обращает на себя внимание различие в локализации  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почве экспериментальных полигонов. Если на лесопокрытых территориях не наблюдается существенного сходства в залегании радионуклидов в почве, то на залежи распределение идентично, что подтверждается высоким коэффициентом положительной корреляции

( $r_{xy} = 0,81$ ). К тому же значительная часть радионуклида в сосняке сосредоточена в мощной хвойной подстилке. Коэффициент вариации  $^{90}\text{Sr}$  для экспериментального полигона в березняке составил 48,3 %, на залежи –  $V = 36,0$  %, в сосняке –  $V = 72,5$  %.

По характеру варьирования содержания в почве  $^{241}\text{Am}$  занимает промежуточное положение между  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Так коэффициент вариации для экспериментального полигона в березняке составил 28,7 %, на залежи –  $V = 37,5$  %, в сосняке –  $V = 31,9$  %. Дифференциация по плотности загрязнения в данном случае выражена несколько ниже, чем для  $^{90}\text{Sr}$ . Это объясняется более низкими мобильными свойствами  $^{241}\text{Am}$  и способностью образовывать комплексы с тонкодисперсной фракцией почвы. Размах вариации минимального и максимального значений по плотности загрязнения поверхности почвы в березняке составляет 4,8 раза, на залежи – 32,4 раза, в сосняке – 6,7 раза. Наибольшая положительная корреляция для  $^{241}\text{Am}$  наблюдается при сравнении с  $^{137}\text{Cs}$  ( $r_{xy} = 0,68–0,90$ ). При сравнении со  $^{90}\text{Sr}$   $r_{xy} = 0,20–0,81$ . В дальнейшем также необходимо учитывать постоянное увеличение со временем содержания  $^{241}\text{Am}$  в почве вследствие распада  $^{241}\text{Pu}$ , что может отразиться на характеристиках горизонтального распределения.

С целью выявления характера распределения радионуклидов в почве на территории экспериментальных полигонов нами был проведен вариационный анализ по основным статистическим параметрам. Расчет значений доверительного интервала в большинстве случаев показал незначительное отклонение от величины средних значений при характерном для таких исследований уровне значимости ( $P \leq 0,05$ ), что говорит о высокой достоверности проведенных наблюдений. Показатели дисперсии и среднего квадратического отклонения приемлемы для заданных условий имеющейся совокупности значений. Естественно менее всего варьирует такой показатель как МД, представляя собой производный результат измерения от нескольких источников. И чем выше проводится измерение от поверхности почвы, тем, естественно, будет происходить большее нивелирование точечных источников и ниже будет корреляционная связь с содержанием радионуклидов в почве. По всем исследуемым площадкам значения варьирования МД у поверхности почвы более чем на 30 % выше, чем на высоте 1 м. Наименьшими различиями в варьировании МД отличался сосновый лес, а наибольшими – березняк, что связано как с различиями в лесорастительных условиях, так и в режимах увлажнения (рисунок 2).

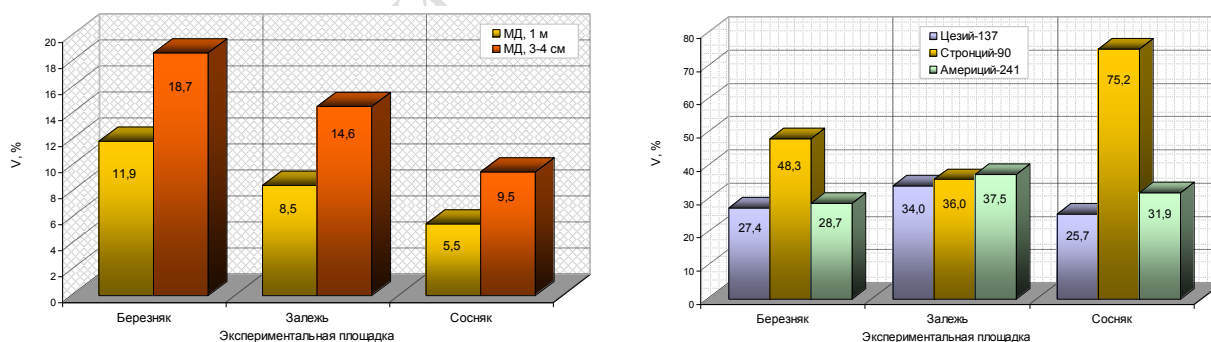


Рисунок 2 – Вариабельность значений МД и содержания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  в верхнем слое почвы на различных экспериментальных полигонах, %

Проведенный анализ характера варьирования показал, что в лесных биогеоценозах в большей степени изменчивости содержания в верхнем слое почвы подлежит  $^{90}\text{Sr}$ . Это подтверждается наибольшим коэффициентом вариации. Наименьше различий в варьировании содержания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  в верхнем слое почвы наблюдается на залежном лугу, что в большей степени зависит от структуры сформированного сообщества и отсутствия древесного яруса. Полученные результаты указывают, с одной стороны, на более высокую мобильность  $^{90}\text{Sr}$  в почвах зоны отчуждения по сравнению с другими радионуклидами чернобыльского происхождения, с другой стороны, на способность биотических компонентов изучаемых лесных

формаций в большей степени задействовать данный химический элемент в обменных процессах, происходящих в экосистеме, чем другие радионуклиды. Однако данные характеристики варьирования не содержат информации о законе распределения всей совокупности полученных данных. Следовательно, был проведен анализ вариационных рядов с проверкой нулевой гипотезы. При расчете параметров вариационных рядов были оценены показатели асимметрии и эксцесса. При  $N = 100$ , как в наших исследованиях, ошибки этих оценок составляют:  $S_{As} = 0,24$  и  $S_{Ex} = 0,48$ . Дальнейший расчет критериев достоверности оценок ( $t_{As}$ ,  $t_{Ex}$ ) показал, что только в случае с анализом МД можно говорить о распределении эмпирических данных по нормальному закону. Это подтверждает и проверка по биометрическим таблицам. В остальных случаях нулевая гипотеза опровергается. Многие исследователи также подтверждают данную ситуацию, говоря о логнормальном распределении при изучении чернобыльских выпадений.

При исследовании пространственного распределения  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{241}\text{Am}$  обращает на себя внимание во всех случаях правосторонняя (положительная) асимметрия вариационной гистограммы, а в отношении  $^{90}\text{Sr}$  она еще и дискретна. Дискретность и асимметрия направлены в сторону образцов с наибольшей активностью, что подтверждает возможное нахождение на данных полигонах радионуклидов в составе топливных частиц. Так как количество топливных частиц снижается по мере удаления от эпицентра аварии, то естественно, принимая во внимание полученные результаты, будет наблюдаться и закономерное снижение коэффициентов корреляции и вариации. Если теоретически предположить условия равномерного распределения топливных частиц в почве, то при прочих равных условиях такое снижение будет носить прямо пропорциональный характер.

Исходя из проведенного статистического анализа можно заключить, что, так как распределение  $^{137}\text{Cs}$  ближе всего по своим параметрам к нормальному закону, то в данном случае можно говорить об определенной стабилизации обстановки, на которую влияние будет оказывать в большей степени только физический распад. В отношении же  $^{90}\text{Sr}$  обстановка представляется наиболее сложной, что связано с выходом его из состава матрицы топливных частиц и увеличении количества подвижных форм. По всей видимости, эти процессы в настоящее время продолжают. Что касается  $^{241}\text{Am}$ , то скорость процессов горизонтальной миграции данного радионуклида, несмотря на продолжающееся увеличение его количества в почве, ниже, чем для  $^{90}\text{Sr}$ , что связано с более низкой биогенной миграцией и перераспределением его с биотой. При этом необходимо также учитывать и специфику радиоактивного загрязнения поверхности биогеоценоза. Находясь в почве в определенных формах и обладая различными физико-химическими свойствами каждый радионуклид будет в разной степени реагировать на влияние того или иного фактора среды, будь то влияние биоты или факторы неживой природы.

Снижение вариабельности содержания  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном горизонте свидетельствует об уменьшении темпов миграции из-за его фиксации на глинистых минералах почвы и выравнивании градиентов загрязнения на локальном уровне. Исследуемые показатели варьирования отражают процессы трансформации радионуклидов с учетом специфики свойств выbranного ландшафта. Другими словами, обладают видоспецифичностью для каждого выbranного биогеоценоза. Это объясняется многофакторностью, влияющей в данном случае на варьирование признака. Такое свойство как мультифрактальность пространственной структуры распределения радионуклидов в почве не влияет на варьирование их содержания (плотности загрязнения), так как одинаково проявляется на разных масштабных уровнях, сохраняя одни и те же статистические закономерности.

**Заключение.** Проведенные исследования указывают на ряд общих закономерностей пространственного распределения радионуклидов в почве. В большинстве случаев все три исследуемых радионуклида ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{241}\text{Am}$ ) имеют одинаковый характер варьирования признака при латеральном перераспределении в верхнем 20-см слое. Однако нами были обнаружены и некоторые отличия. Так, в отношении  $^{90}\text{Sr}$  был получен высокий коэффициент вариации (75,2 %) для экспериментального полигона, расположенного в сосновом лесу, более характерный для свежих радиоактивных выпадений, что, скорее всего, связано со струк-

турной организацией экосистемы соснового леса. Коэффициенты вариации для  $^{137}\text{Cs}$  (25,7 %) и  $^{241}\text{Am}$  (31,9 %) на исследуемом участке являются характерными для отдаленного периода аварии и подтверждаются исследованиями российских и украинских ученых [1]–[3], [8], [9]. С течением времени параметры миграции радионуклидов в исследуемой нами системе достигнут таких значений, при которых произойдет уравнивание всех динамических составляющих и выход на квазистабильное ее состояние. Естественно, данные процессы будут происходить с различной интенсивностью для каждого радионуклида, что связано с его физическими свойствами, количеством, свойствами самой почвы и режимом увлажнения, и, конечно же, с мощностью работы биотической составляющей.

Необходимо подчеркнуть, что описанные выше особенности поведения радионуклидов характерны именно для тех условий, в которых они изучались. В других же условиях процессы латеральной миграции могут идти иначе. Существующие различия в варьировании латерального распределения радионуклидов в почве биогеоценозов ближней зоны аварии на ЧАЭС обусловлены не только характером и временем радиоактивных выпадений, но и ландшафтно-структурной организацией экосистем, изменением гидрологических и погодноклиматических условий, типом растительного сообщества и роющей деятельностью животных. Неоднородность плотности загрязнения радионуклидов возрастает по мере увеличения гидроморфизма почвы. Существенную роль в горизонтальном распределении радионуклидов играют структурные колебания микрорельефа, т. к. его выпуклые формы, очевидно, являются зонами сноса, а вогнутые – зонами накопления активности. Влияние всех этих факторов требуют тщательного дальнейшего изучения.

### Литература

1. Линник, В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели : автореф. дис. ... д-ра геогр. наук : 25.00.23 / В.Г. Линник ; МГУ им. М.В. Ломоносова. – Москва, 2008. – 40 с.
2. Иванов, Ю.А. Анализ факторов, определяющих долговременную динамику миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове / Ю.А. Иванов // Проблемы чернобыльской зоны отчуждения : науч.-техн. сб. – 2009. – Вып. 9. – С. 23–39.
3. Линник, В.Г. Ландшафтно-географические исследования в связи с аварией на ЧАЭС / В.Г. Линник // Вест. Моск. ун-та. Сер.5. География. – 1996. – № 1. – С. 38–44.
4. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / В.А. Ипатьев [и др.] ; под общ. ред. В.А. Ипатьева. – Гомель : Институт леса НАН Беларуси, 1999. – 454 с.
5. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера, Р. Харрисона ; пер. с англ. – М. : Мир, 1999. – 512 с.
6. Алексахин, Р.М. Ядерная энергия и биосфера / Р.М. Алексахин. – М. : Энергоиздат, 1982. – 216 с.
7. Лакин, Г.Ф. Биометрия: учеб. пособие для биологич. спец. вузов / Г.Ф. Лакин. – 3-е изд., перераб. и доп. – М. : Высш. школа, 1980. – 293 с.
8. Kashparov, V.A. Soil contamination with  $^{90}\text{Sr}$  in the near zone of the Chernobyl accident, Tschiersch J. / V.A. Kashparov, S.M. Lundin, Yu.V. Khomutinin [et al.] // Journal of environmental radioactivity. – 2001. – Vol. 56, № 3. – P. 285–298.
9. Линник, В.Г. Принципы ландшафтно-геохимического и радиоэкологического картографирования территорий, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС (проект РАДЛАН) / В.Г. Линник, Л.М. Хитров, Е.М. Коробова. – М. : ГЕОХИ АН СССР, 1991. – 50 с.