

УДК 574.4:539.163:633.2.032:614.876

МОДЕЛЬ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ЧАСТИЦ ХРОНИЧЕСКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ В ЛУГОВОМ БИОГЕОЦЕНОЗЕ

© 2020 г. А. Н. Переволоцкий^{1,*}, Т. В. Переволоцкая¹

¹ *Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия*

**E-mail: forest_rad@mail.ru*

Поступила в редакцию 17.06.2019 г.

После доработки 03.09.2019 г.

Принята к публикации 18.09.2019 г.

В статье обосновано применение компартментной модели распределения частиц хронических радиоактивных выпадений в луговом биогеоценозе в течение вегетационного периода. Показано, что динамика распределения частиц между тремя компартментами (надземной фитомассы растений, растительным опадом и поверхностным слоем дернины) лугового биогеоценоза может быть описана системой линейных однородных дифференциальных уравнений I порядка. Приведено решение системы дифференциальных уравнений методом операционного исчисления и путем замены дифференциалов на конечно-разностные аналоги, отражены особенности их применения. На основании литературных данных установлен диапазон значений параметров переноса частиц выпадений между исследуемыми компартментами. Выполнены тестовые примеры расчетов динамики активности ¹³¹I в компартментах лугового биогеоценоза при хронических радиоактивных выпадениях для наиболее типичных параметров переноса. Расчеты реализованы для условий, соответствующих постоянной и изменяющейся в течение вегетационного сезона величинам коэффициента первоначального задерживания частиц выпадений надземной фитомассой растений. Показано, что наибольшая активность радионуклида в составе частиц выпадений в течение вегетационного периода прогнозируется для растительного опада. Активность ¹³¹I в надземной фитомассе растений возрастает пропорционально изменениям величины коэффициента первоначального задерживания, а при постоянной его величине – выходит на плато на 15–20 в сутки с момента начала выпадений.

Ключевые слова: хронические радиоактивные выпадения, радионуклиды, постоянная распада, постоянная очищения, плотность выпадений, луговые биогеоценозы

DOI: 10.31857/S0869803120040086

Одной из важнейших задач при проведении оценок воздействия на окружающую среду радиоактивных выбросов предприятий ядерного топливного цикла на этапе обоснования инвестирования их строительства или модернизации является прогнозирование содержания радионуклидов в компонентах биогеоценозов [1–3]. Проведение прогнозных расчетов распределения радионуклидов между компонентами биогеоценозов методами математического моделирования позволяет ответить на вопросы о потоках радиоактивных веществ в биогеоценозе, динамике активности радионуклидов в звеньях пищевых цепочек, а также возможных уровнях облучения биоты и человека [4–7]. Применение численных экспериментов [6, 8] позволяет получить необходимую информацию, не прибегая к дорогостоящим натурным экспериментам с внесением радионуклидов, способным вызвать не только дополнительное облучение исследователей, но и радиоактивное загрязнение соответствующих компонент биогео-

ценоза с необходимостью временного или постоянного ограничения их дальнейшего хозяйственного пользования. При хроническом поступлении радионуклидов в биогеоценоз, которое крайне сложно имитировать в природных условиях, это имеет исключительно важное значение. Таким образом, вопрос о математическом моделировании распределения радионуклидов хронических радиоактивных выпадений между компонентами биогеоценоза представляется весьма актуальным; ключевым моментом решения подобных задач должна стать оценка качества получаемых с помощью моделей результатов. При этом одним из важнейших показателей, позволяющих дать оценку надежности модели, является соответствие расчетных результатов данным экспериментальных исследований. В этом аспекте следует отметить, что прогнозирование распределения радионуклидов хронических радиоактивных выпадений в биогеоценозах сопряжено с рядом трудностей, к которым относятся низкая интен-

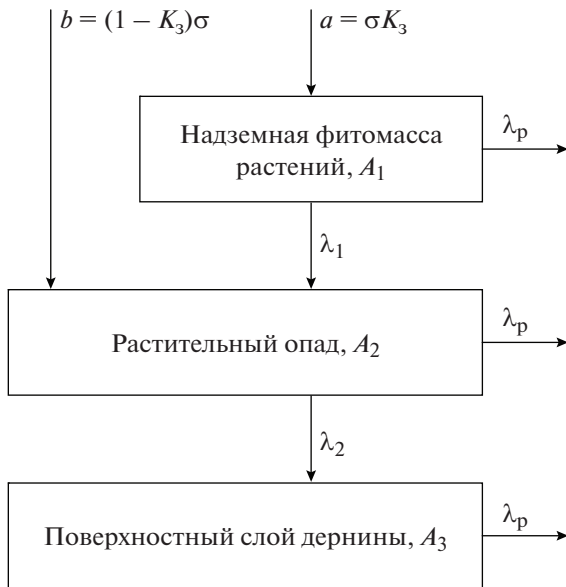


Рис. 1. Блок-схема миграции частиц радиоактивных хронических выпадений в луговом биогеоценозе.
Fig. 1. The block diagram of the migration of particles of radioactive chronic fallout in meadow biogeocenosis.

сивность осаждения радионуклидов на земную поверхность, а также сложность природных биогеоценозов как объектов радиоэкологических исследований. Первую составляющую проблемы можно решить, проводя исследования в зоне хронических радиоактивных выпадений предприятий ядерной энергетики и промышленности с применением современных методик и спектрометрического оборудования, позволяющим достоверно определить низкие активности радионуклидов в компонентах биогеоценозов, а вторую — тщательным подбором объектов исследований, характеризующихся максимальной степенью однородности показателей почвенно-растительного покрова. Однако решение данных проблем является задачей отдельных исследований.

В аспекте хронического радиоактивного загрязнения луговые биогеоценозы являются одними из критичных видов природно-растительных сообществ, обуславливающих поступление радионуклидов в организм человека по “молочной” и “мясной” пищевым цепочкам [4, 6, 9, 10]. По этим причинам радиоэкологические исследования в луговых биогеоценозах были направлены на получение данных по миграции радионуклидов в почве и их корневому накоплению в системе “почва–растение” (наиболее полные обзоры по этим проблемам приведены в [9–11]). Следует отметить, что основная часть исследований посвящена проблемам изучения распределения радио-

нуклидов на отдаленном этапе после аварийных выпадений или моделирующих аварийное радиоактивное загрязнение.

В значительно меньшей степени изучены вопросы аэрального радиоактивного загрязнения компонент лугового биогеоценоза, а тем более — по распределению частиц выпадений при хронических выпадениях радионуклидов. Информация такого рода крайне необходима для оценки формирования радиационно-экологической обстановки в исследуемом классе природно-растительных сообществ.

В связи с этим представляет научный интерес разработка модели распределения частиц хронических радиоактивных выпадений в луговом биогеоценозе, что и стало целью настоящего исследования.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Объектом исследований является растительная и почвенная компоненты лугового биогеоценоза.

Предмет исследований — закономерности распределения радиоактивных частиц хронических радиоактивных выпадений в луговом биогеоценозе в течение вегетационного периода.

Для проведения модельных расчетов распределения частиц выпадений в луговом биогеоценозе приняты следующие допущения [4, 6, 8–10]:

- объект исследования представлен в виде блок-схемы, содержащей три компартмента, в которых происходит накопление частиц радиоактивных выпадений (рис. 1): надземная фитомасса травянистых растений, растительный опад и поверхностный слой дернины. В составе растительного опада, находящегося непосредственно на поверхности дернины, учитывается ветошь — отмирающие, но не потерявшие связи с материнским растением листья и стебли, а также подстилка (войлок) — лежащие на земле, оторвавшиеся от материнских растений и затронутые разложением растительные остатки [12];

- поступление радионуклидов в виде частиц хронических радиоактивных выпадений на земную поверхность происходит с постоянной интенсивностью σ в размерности Бк $\text{м}^{-2} \text{сут}^{-1}$. При этом на поверхность надземной фитомассы растений частицы поступают прямо пропорционально коэффициенту первоначального задерживания K_3 . Интенсивность суточного поступления частиц радиоактивных выпадений на поверхность надземной фитомассы a может быть представлена выражением $a = \sigma \times K_3$. Интенсивность суточного поступления частиц в растительный опад b определяется как $b = (1 - K_3) \times \sigma$;

– предполагается равномерное распределение радионуклидов из состава радиоактивных выпадений по высоте растений и по толщине растительного опада;

– удаление частиц радиоактивных выпадений с поверхности наземной фитомассы травянистых растений на поверхность растительного опада связано с действием метеорологических (стряхивания ветром, смыв атмосферными осадками) и физических (сил гравитации) факторов с постоянной очистки λ_1 , сут⁻¹. Как правило, в зависимости от дисперсности частиц радиоактивных выпадений, λ_1 составляет от 0.017 до 0.34 сут⁻¹ [4–6];

– перенос радиоактивных частиц из растительного опада на поверхность дернины происходит за счет вымывания атмосферными осадками, гравитационного удаления, биогенной миграции и других факторов с постоянной очистки λ_2 , в диапазоне от 0.0069 до 0.034 сут⁻¹ в зависимости от дисперсности частиц выпадений и физико-химических свойств радионуклидов [4, 9, 10];

– в течение моделируемого периода происходит накопление радионуклидов в поверхностном слое дернины, залегающей непосредственно под растительным опадом [9, 10];

– в каждом из компартментов происходит радиоактивный распад радионуклида с постоянной радиоактивного распада λ_p , сут⁻¹.

В соответствии с принятыми допущениями динамика распределения активности радионуклида из состава хронических радиоактивных выпадений может быть описана системой линейных дифференциальных уравнений I порядка:

$$\begin{cases} \frac{dA_1}{dt} = a - A_1\lambda_{\text{э}1} \\ \frac{dA_2}{dt} = b + A_1\lambda_1 - A_2\lambda_{\text{э}2}, \\ \frac{dA_3}{dt} = A_2\lambda_2 - A_3\lambda_p \end{cases} \quad (1)$$

где, A_1, A_2, A_3 – активность радионуклида в наземной фитомассе растений, в растительном опаде и поверхностном слое дернины на 1 м² земной поверхности, Бк/м²;

a, b – интенсивность суточного поступления радионуклида на поверхность наземной фитомассы и в растительный опад соответственно; Бк м⁻² сут⁻¹;

λ_1 – постоянная очистки наземной фитомассы от радионуклида, сут⁻¹;

λ_2 – постоянная очистки растительного опада от радионуклида, сут⁻¹;

$\lambda_{\text{э}i}$ – эффективная постоянная очистки i -ком-партмента от радионуклида, сут⁻¹, равна сумме постоянных очистки λ_i и постоянной радиоактивного распада λ_p .

На начальный момент времени (начало радиоактивных выпадений $t = 0$) во всех компартментах системы содержание радиоактивных частиц равно нулю.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Решение системы (1) найдено двумя методами: с применением операционного исчисления и путем замены дифференциалов на конечно-разностные аналоги.

I. Решение системы линейных дифференциальных уравнений (1) с применением операционного исчисления найдено в виде следующих уравнений динамики активности радионуклида:

– в наземной фитомассе растений, произрастающих на 1 м² земной поверхности, Бк/м²:

$$A_1(t) = \sigma K_3 \frac{1 - e^{-\lambda_{\text{э}1}t}}{\lambda_{\text{э}1}}; \quad (2)$$

– в растительном опаде, находящемся на 1 м² земной поверхности, Бк м⁻²:

$$A_2(t) = \frac{\sigma(\lambda_{\text{э}1} - K_3\lambda_p)}{\lambda_{\text{э}1}\lambda_{\text{э}2}} - \frac{\sigma K_3\lambda_1}{\lambda_{\text{э}1}(\lambda_2 - \lambda_1)} e^{-\lambda_{\text{э}1}t} + \frac{\sigma(\lambda_1 - \lambda_2 + K_3\lambda_2)}{\lambda_{\text{э}2}(\lambda_2 - \lambda_1)} e^{-\lambda_{\text{э}2}t}; \quad (3)$$

– на поверхности дернины, находящейся на 1 м² земной поверхности, Бк/м²:

$$A_3(t) = A + \frac{1}{E} (B e^{-\lambda_{\text{э}1}t} + C e^{-\lambda_{\text{э}2}t} + D e^{-\lambda_p t}), \quad (4)$$

где A, B, C, D – количественные параметры.

При этом:

$$A = \frac{\sigma\lambda_2(\lambda_{\text{э}1} - K_3\lambda_p)}{\lambda_p\lambda_{\text{э}1}\lambda_{\text{э}2}}, \quad (5)$$

$$B = -\frac{\sigma K_3\lambda_1\lambda_2^2}{\lambda_{\text{э}1}}, \quad (6)$$

$$C = \frac{\sigma\lambda_1\lambda_2(\lambda_1 - \lambda_2 + K_3\lambda_2)}{\lambda_{\text{э}2}}, \quad (7)$$

$$D = -\frac{\sigma\lambda_1\lambda_2(\lambda_1 - \lambda_2)}{\lambda_p}, \quad (8)$$

$$E = \lambda_{\text{э}1}\lambda_{\text{э}2}(\lambda_1 - \lambda_2) - \lambda_{\text{э}1}\lambda_1\lambda_p + \lambda_{\text{э}2}\lambda_2\lambda_p. \quad (9)$$

II. Решение системы линейных дифференциальных уравнений (1) путем замены дифференциалов на конечно-разностные аналоги:

$$\begin{cases} A_{1,t+1} = a + A_{1,t}(1 - \lambda_{31}) \\ A_{2,t+1} = b + A_{1,t}\lambda_1 + A_{2,t}(1 - \lambda_{32}) \\ A_{3,t+1} = A_{2,t}\lambda_2 + A_{3,t}(1 - \lambda_p) \end{cases} \quad (10)$$

Особенность практического применения системы конечно-разностных уравнений состоит в выполнении расчетов на основании рекуррентных соотношений. Для момента времени $t = 0$ задаются начальные значения активности в правой части уравнений и на их основе рассчитывают величины активности в исследуемых компартментах для момента времени $t + 1$ в левой части уравнений. Затем полученные значения переносятся в правую часть и становятся исходными для расчетов в последующий момент времени.

Применение обоих методов решения системы линейных дифференциальных уравнений I порядка для последующего прогнозирования активности радионуклидов в луговом биогеоценозе имеет свои преимущества и недостатки.

Расчетные формулы I метода (2)–(9) позволяют спрогнозировать активность радионуклида в исследуемых компартментах, находящихся на 1 м^2 земной поверхности, в произвольный промежуток времени на протяжении вегетационного сезона хронических радиоактивных выпадений при условии постоянных значений параметров, входящих в систему уравнений.

Применение II метода значительно упрощает проведение расчетов, однако требует их последовательного выполнения на протяжении всего времени прогнозирования (например, чтобы рассчитать активность радионуклида в компартментах на 60-е сутки с момента начала вегетационного сезона, необходимо последовательно провести расчет для каждого из предыдущих 59 сут). Еще одно ограничение применения данного метода определено величинами эффективных постоянных очищения λ_{3i} . Так, для радионуклидов с периодом полураспада < 16 ч постоянная переноса будет > 1 , и в данных условиях модель будет работать некорректно. Положительным моментом в применении данного метода расчета является возможность его проведения при динамически изменяющихся и заданных таблично параметрах модели (в частности, σ и K_3). Отметим, что учет динамического характера изменений коэффициента задерживания в соответствии с логистической кривой более адекватно описывает динамику задерживающей способности надземной фитомассы луговых растений в течение вегетационного периода по отношению к аэральным радиоактивным выпадениям [6, 8, 10].

Применение обоих методов проиллюстрировано на модельном примере, характеризующем распределение частиц хронических радиоактивных выпадений, содержащих ^{131}I , в луговом биогеоценозе. Приняты следующие допущения: постоянная радиоактивного распада $\lambda_p = 0.0864 \text{ сут}^{-1}$, постоянные очищения надземной фитомассы $\lambda_1 = 0.0495 \text{ сут}^{-1}$ и растительного опада $\lambda_2 = 0.023 \text{ сут}^{-1}$, интенсивность поступления на земную поверхность $\sigma = 1 \text{ Бк м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ на протяжении всего вегетационного периода [6, 9]. Расчеты выполнены в двух вариантах в течение 72 сут с момента начала периода вегетации: а) с постоянным коэффициентом задерживания частиц выпадений надземной фитомассой $K_3 = 0.25$ и б) с изменяющейся в течение всего срока прогнозирования величиной K_3 [6, 9]:

$$K_3(t) = 1 - \exp\left(-\mu \frac{m_{\max}}{1 + \exp(c - dt)}\right), \quad (11)$$

где μ – эмпирическая константа, отражающая задерживание радиоактивных выпадений растительным покровом и принимается $0.7 \text{ м}^2/\text{кг}$ на сырую массу [4, 9]; m_{\max} – максимально возможная величина урожайности надземной фитомассы растений, $\text{кг}/\text{м}^2$; c и d – параметры логистической зависимости.

ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты расчетов динамики активности ^{131}I в компартментах лугового биогеоценоза, находящихся на 1 м^2 земной поверхности, при хронических радиоактивных выпадениях, полученные на основе решения системы линейных дифференциальных уравнений (1) методом операционного исчисления (2–9) и конечно-разностных аналогов (10), приведены в табл. 1. На рис. 2 приведена динамика активности ^{131}I в компартментах лугового биогеоценоза при постоянной величине коэффициента задерживания, а на рис. 3 – при изменяющейся во времени величине K_3 . Расчеты динамики активности (рис. 2 и 3) выполнены с применением конечно-разностных аналогов системы линейных дифференциальных уравнений (10).

Представленные в табл. 1 данные позволяют констатировать отсутствие существенных различий в величинах активности ^{131}I в компартментах лугового биогеоценоза. В начальный период вегетационного сезона (особенно в первые 2 нед) несколько большие величины активности отмечаются в надземной фитомассе травянистых растений и растительном опаде при применении системы уравнений (10). Для поверхностного слоя дернины, наоборот, наблюдается незначительное превышение активности в первые сутки

Таблица 1. Активность ^{131}I в компартментах лугового биогеоценоза, находящихся на 1 м^2 земной поверхности, при хронических радиоактивных выпадениях ($K_3 = \text{const}$)

Table 1. Activity ^{131}I in meadow biogeocenosis compartments located on 1 м^2 of the earth's surface during chronic radioactive fallout ($K_z = \text{const}$)

Время с момента начала выпадений, сут	Активность в компартментах лугового биогеоценоза, Бк/м ²					
	надземная фитомасса растений		растительный опад		поверхностный слой дернины	
	(2–9)	(10)	(2–9)	(10)	(2–9)	(10)
5	0.907	0.953	2.99	3.12	0.161	0.144
10	1.37	1.41	4.84	4.99	0.485	0.482
15	1.59	1.63	5.98	6.11	0.831	0.844
20	1.72	1.74	6.66	6.77	1.34	1.16
25	1.77	1.79	7.07	7.15	1.39	1.42
30	1.81	1.82	7.32	7.38	1.58	1.61
40	1.83	1.83	7.55	7.58	1.82	1.84

при применении формул (2)–(10). Однако эти различия не превышают нескольких процентов и с течением времени снижаются, а по истечении >40 сут практически сглаживаются.

Таким образом, можно отметить одинаковую динамику активности радионуклидов в соответствующих компартментах лугового биогеоценоза при применении обоих методов решения системы линейных дифференциальных уравнений. Следует подчеркнуть, что важным условием применения метода I при описании процессов перераспределения радионуклидов в луговом биогеоценозе является постоянство всех констант пере-

носа и постоянных величин (a, b, K_3). Вследствие этого будет наблюдаться практически неизменная величина коэффициента задерживания при стабилизации ростовых процессов растений: высота и биомасса растений станут близки к постоянным величинам, а между приростом и отмиранием биомассы устанавливается динамическое равновесие. Как правило, такая ситуация наиболее вероятна в середине–конце периода вегетации. В первые недели вегетационного периода надземная фитомасса и высота растений, а также

Активность в компартментах, находящихся на 1 м^2 земной поверхности, Бк/м²

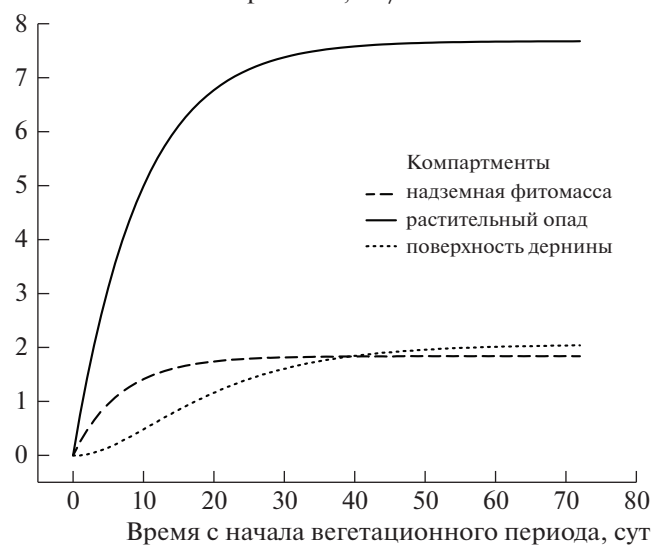


Рис. 2. Динамика активности ^{131}I в компартментах лугового биогеоценоза при $K_3 = 0.25$.

Fig. 2. The dynamics of ^{131}I activity in compartments of meadow biogeocenosis at $K_z = 0.25$.

Активность в компартментах, находящихся на 1 м^2 земной поверхности, Бк/м²

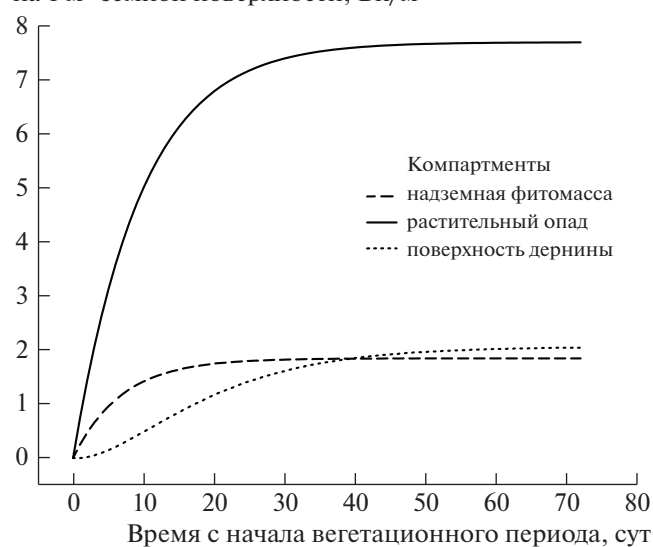


Рис. 3. Динамика активности ^{131}I в компартментах лугового биогеоценоза при изменении K_3 в соответствии с (11).

Fig. 3. The dynamics of ^{131}I activity in compartments of meadow biogeocenosis with a change in K_z in accordance with (11).

соответствующий им коэффициент задерживания радиоактивных выпадений очень малы. В последующем происходит постепенное увеличение высоты и биомассы растений с соответствующим возрастанием коэффициента задерживания. Соответственно представление о динамике коэффициента задерживания в течение вегетационного сезона будет более точно соответствовать процессам, происходящим в исследуемой экосистеме.

На рис. 2 приведена динамика активности ^{131}I в компартментах лугового биогеоценоза при неизменной величине K_3 , а на рис. 3 — для K_3 , учитывающего изменения высоты и биомассы травянистых растений в течение исследуемого промежуточного времени.

При постоянном значении $K_3 = 0.25$ активность ^{131}I в наземной фитомассе растений, находящихся на 1 м^2 земной поверхности, наиболее интенсивно увеличивается в течение первых 10 сут с начала выпадений и спустя ~ 20 сут стабилизируется на уровне 2 Бк/м^2 . При вышеприведенном значении K_3 основное количество выпавших радиоактивных частиц накапливается в растительном опаде, достигая величины 7.5 Бк/м^2 уже спустя месяц после начала выпадений. Поверхностный слой дернины наименее интенсивно накапливает радиоактивные вещества, что связано с существованием двух компартментов, эффективно перехватывающих частицы выпадений: наземной фитомассы и растительного опада. Активность в поверхностном слое дернины на 1 м^2 земной поверхности при поступлении в окружающую среду ^{131}I стабилизируется только спустя 50 сут на уровне 2 Бк/м^2 . Вполне очевидно, что для каждого из исследуемых компартментов время установления равновесия и величина равновесной активности находятся в прямой зависимости от значений постоянных очищения (λ_i) и радиоактивного распада (λ_p).

В случае изменяющихся значений K_3 следует подчеркнуть достаточно сложный характер динамики исследуемых величин в непосредственно экспонированных к выпадениям компартментах. Так, активность в наземной фитомассе в целом повторяет форму динамики K_3 в течение вегетационного периода. Первые две недели характеризуются очень медленным повышением активности (до десятых долей Бк/м^2), связанным со слабой задерживающей способностью травянистых растений лугового биогеоценоза на ранних этапах развития ($K_3 < 0.05$). Наиболее эффективное увеличение активности прогнозируется с 20-х по 50-е сутки вегетационного периода, что объясняется интенсивным нарастанием биомассы растений и почти 10-кратным увеличением коэффициента задерживания. В дальнейшем стабилизация ростовых процессов приводит к постоянной

величине коэффициента задерживания и выходу на плато активности радионуклидов в наземной фитомассе на уровне 5 Бк/м^2 . Увеличение активности в растительном опаде наиболее интенсивно в первые 10 сут с момента начала вегетационного периода, что связано со слабой задерживающей способностью растений по отношению к аэральным выпадениям в этот период. В последующем, по мере увеличения K_3 , возрастание активности ^{131}I в растительном опаде, находящемся на 1 м^2 земной поверхности, замедляется, достигает максимума на уровне $\sim 7.5 \text{ Бк/м}^2$, а затем начинает снижаться. Начало снижения совпадает по времени с моментом интенсивного возрастания активности в наземной фитомассе, что определено снижением величины поступления в растительный опад на фоне радиоактивного распада ранее накопленной активности. В дальнейшем по мере стабилизации величины задерживания активность радионуклида в растительном опаде на 1 м^2 земной поверхности составляет $\sim 5 \text{ Бк/м}^2$.

В слабой степени от динамики K_3 зависит накопление частиц хронических радиоактивных выпадений поверхностью дернины. При постоянных значениях K_3 в течение всего срока моделирования происходит постоянное возрастание активности частиц выпадений до уровня $\sim 2 \text{ Бк/м}^2$, а при изменяющихся — максимум этого показателя приходится на 30–40-е сутки с момента начала вегетационного периода, постепенно понижаясь в дальнейшем. Последнее изменение обусловлено динамикой активности радионуклида в звене-доноре — растительном опаде.

Выполненные в данной работе прогнозные расчеты распределения ^{131}I в компонентах лугового биогеоценоза носят оценочный характер и окончательные выводы о применимости модели можно сделать только после ее верификации. Однако оценка соответствия расчетных значений измеренным значениям активности в исследуемом биогеоценозе сопряжена с определенными сложностями, связанными с низкой интенсивностью осаждения радионуклидов из состава хронических радиоактивных выпадений и соответственно низким уровнем их содержания в окружающей среде. В частности, в 2018 г. величина годового выброса ^{131}I АЭС с реакторами ВВЭР составила $(3.6\text{--}16) \times 10^7 \text{ Бк}$, с реакторами РБМК — $< 1 \times 10^9 \text{ Бк}$, и при этом данный радионуклид практически не зафиксирован в атмосферном воздухе зоны наблюдения [13]. Большой величиной годового выброса ^{131}I характеризуется производство радиофармацевтических препаратов АО «НИФХИ им. Л.Я. Карпова» — $2.2 \times 10^{12} \text{ Бк}$ при объемной активности радионуклида в атмосферном воздухе до $6.7 \times 10^{-3} \text{ Бк/м}^3$. Однако и в этом случае по данным многолетнего радиоэкологиче-

ского мониторинга суммарная β -активность проб почвы и растительности находится в пределах варьирования фоновой активности ^{40}K [14]. К такому же выводу приходят в своих исследованиях и другие ученые [2, 13]. При этом следует отметить, что величина годового выброса ^{131}I значительно превышает таковой показатель для всех продуктов деления, кроме радиоактивных инертных газов [13, 15], следовательно, активность в компонентах лугового биогеоценоза ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{60}Co и ряда других радионуклидов будет существенно ниже. Таким образом, верификация и тестирование модели сопряжены со сложностью определения величин активности радионуклидов из состава хронических выпадений в луговом биогеоценозе.

Другой, не менее важной проблемой, чем получение результатов прогнозных расчетов распределения радионуклидов в луговом биогеоценозе, является неопределенность получаемых результатов. Связано это с тем, что наиболее часто в радиоэкологических исследованиях применяются точечные значения параметров переноса радиоактивных веществ между компонентами исследуемого биогеоценоза [4–6, 9]. Однако луговой биогеоценоз характеризуется варьированием характеристик растительного покрова по ряду показателей (высоте, биомассе, видовому составу растений) [12], с чем связана изменчивость коэффициента задерживания радионуклидов растениями. Неоднородность пространственного строения растительного яруса и растительного опада также определяет варьирование соответствующих постоянных очищения (λ_1 и λ_2 соответственно). Представляется очевидным, что снижение неопределенности получаемых результатов может быть достигнуто путем проведения специальных экспериментальных исследований.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Применение метода математического моделирования для описания процессов перераспределения радионуклидов между компонентами биогеоценоза позволяет ответить на вопросы о потоках радиоактивных веществ, динамике активности радионуклидов в звеньях пищевых цепочек, а также возможных уровнях облучения биоты и человека. Особенно актуально это при хроническом поступлении радионуклидов в биогеоценоз, которое крайне сложно имитировать в природных условиях. Одним из критических типов природно-растительных комплексов в аспекте долговременного радиоактивного загрязнения являются луговые биогеоценозы. На основе принятых допущений луговой биогеоценоз рассмотрен в виде блок-схемы, содержащей три компартмента: надземная фитомасса растений, растительный опад и

поверхностный слой дернины. Математическое описание распределения радионуклидов между компартментами представлено системой линейных дифференциальных уравнений I порядка, решение которой получено двумя методами: операционного исчисления и замены дифференциальных уравнений на конечно-разностные аналоги. Применение обоих методов проиллюстрировано на модельном примере, характеризующем распределение частиц хронических радиоактивных выпадений, содержащих ^{131}I в луговом биогеоценозе. Показана определяющая роль изменений коэффициента задерживания частиц радиоактивных выпадений надземной фитомассой в течение вегетационного сезона в динамике активности радионуклидов в системе “надземная фитомасса–растительный опад”. Выполненные модельные расчеты свидетельствуют о высокой значимости растительного опада как потенциального депо частиц хронических радиоактивных выпадений и его определяющей роли в формировании внешнего облучения биоты луговых биогеоценозов. Универсальность предлагаемой математической модели заключается в возможности ее применения для широкого класса поллютантов, поступающих из атмосферы в виде аэрозольных частиц. В дальнейшем рассмотренные в настоящей работе подходы к оценке распределения радионуклидов в луговых биогеоценозах будут направлены на снижение неопределенности расчетных результатов путем проведения специальных радиоэкологических исследований в зоне распространения хронических радиоактивных выпадений предприятий ядерной энергетики и промышленности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. СТО СРО-Г 60542954 00004-2015. Объекты использования атомной энергии. Основные требования к составу инженерных изысканий для строительства АЭС. Утв. 12.02.2015 г. М.: Госкорпорация Росатом, 2015. 64 с. [STO SRO-G 60542954 00004-2015. Obyekty ispolzovaniya atomnoy energii. Osnovnyye trebovaniya k sostavu inzhenernykh izyskaniy dlya stroitelstva AES. Utv. 12.02.2015 g. M.: Goskorporatsiya Rosatom, 2015. 64 s. (In Russian)]
2. Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Росатома / Под ред. И.И. Линге и И.И. Крышева. М.: САМ полиграфист, 2015. 296 с. [Radioekologicheskaya obstanovka v regionakh raspolozheniya predpriyatiy Rosatoma / Pod red. I.I. Linge i I.I. Krysheva. M.: SAM poligrafist, 2015. 296 s. (In Russian)]
3. ICRP 2008. Publication 108. Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants // Ann. ICRP. 2008. V. 38 (4–6). 245 p.
4. Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий: Справочное руководство. М.: ИздАТ, 1993. 336 с. [Romanov G.N. Likvidatsiya posledstviy radiatsionnykh avariyy: Spravochnoye rukovodstvo. M.: IzdAT, 1993. 336 s. (In Russian)]

5. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. Vienna: IAEA, 2001. 216 p.
6. *Георгиевский В.В.* Экологические и дозовые модели при радиационных авариях. Киев: Навук. думка, 1994. 235 с. [*Georgiyevskiy V.V.* Ekologicheskiye i dozovyye modeli pri radiatsionnykh avariyakh. Kiyev: Navukova dumka, 1994. 235 s. (In Russian)]
7. ICRP 2014. Publication 124. Protection of the Environment under Different Exposure Situations // *Annals of the ICRP*. 2014. V. 43. № 1. 60 p.
8. *Анохин В.Л.* Моделирование процессов миграции радионуклидов в ландшафтах. М.: Атомиздат, 1974. 143 с. [*Anokhin V.L.* Modelirovaniye protsessov migratsii radionuklidov v landshaftakh. M.: Atomizdat, 1974. 143 s. (In Russian)]
9. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с. [*Sel'kokhozyaystvennaya radioekoloriya / Pod red. R.M. Alexakhina, N.A. Korneyeva.* M.: Ekoloriya, 1992. 400 s. (In Russian)]
10. *Пристер Б.С.* Проблемы сельскохозяйственной радиобиологии и радиоэкологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления. Чернобыль: Институт проблем безопасности АЭС, 2008. 320 с. [*Prister B.S.* Problemy sel'skokhozyaystvennoy radiobiologii i radioekologii pri zagryaznenii okruzhayushchey sredy molodoy smesy produktov yadernogo deleniya. Chernobyl: Institut problem bezopasnosti AES, 2008. 320 s. (In Russian)]
11. Радиоактивное загрязнение территории Беларуси (В связи с аварией на ЧАЭС) / Под ред. В.И. Парфенова и Б.И. Якушева. Минск: Наука и техника, 1995. 582 с. [Radioaktivnoye zagryazneniye territorii Belarusi (V svyazi s avariyei na ChAES) / Pod red. V.I. Parfenova i B.I. Yakusheva. Minsk: Nauka i tekhnika, 1995. 582 s. (In Russian)]
12. *Базилевич Н.И., Титлянова А.А., Смирнов В.В. и др.* Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах. М.: Мысль, 1978. 185 с. [*Bazilevich N.I., Titlyanova A.A., Smirnov V.V. i dr.* Metody izucheniya biologicheskogo krugovorota v razlichnykh prirodnykh zonakh. M.: Mysl, 1978. 185 s. (In Russian)]
13. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 г.: Ежегодник. Обнинск: Росгидромет, ФГБУ “НПО Тайфун”, 2019. 324 с. [Radiatsionnaya obstanovka na territorii Rossii i sopredel'nykh gosudarstv v 2018 godu: Obninsk, Rosgidromet, FGBU “NPA Tayfoon”, 2019. 324 s. (In Russian)]
14. Отчет по экологической безопасности за 2016 год. М.: АО “Научно-исследовательский физико-химический институт им. Л.Я. Карпова”, 2016. 33 с. [Otchet po ekologicheskoy bezopasnosti za 2016 god. M.: AO “Nauchno-issledovatel'skiy fiziko-khimicheskii institut im. L.Ya. Karpova”, 2016. 33 s. (In Russian)]
15. *Переволоцкая Т.В., Переволоцкий А.Н., Спиридонов С.И.* Кластерный анализ для оценки радиационного воздействия штатных выбросов АЭС на биоту // Радиация и риск. 2018. Т. 27. № 1. С. 43–52. [*Perevolotskaya T.V., Perevolotskiy A.N., Spiridonov S.I.* Klaster'nyy analiz dlya otsenki radiatsionnogo vozdeystviya shtatnykh vybrosov AES na biotu // Radiatsiya i risk. 2018. T. 27. № 1. S. 43–52. (In Russian)]

Model of Distribution of Particles of Chronic Radioactive Fallout in Meadow Biogeocenosis

A. N. Perevolotsky^{a,*} and T. V. Perevolotskaya^a

^a Russian Research Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia

[#]E-mail: forest_rad@mail.ru

The basic provisions and assumptions model distribution particles in chronic radioactive fallout in meadow biogeocenosis during the vegetation period are substantiated. On the basis of the compartment approach in meadow biogeocenosis, three compartments were identified: above-ground phytomass of plants, plant litter and surface layer of sod. The dynamics distribution particles of radioactive fallout between these compartments can be described by a system of linear differential equations of I order. The solution the system equations is obtained by the method of operational calculus and by replacing differentials with finite-difference analogues. Features application of the received decisions are considered. It is shown that the solution of the system of differential equations on the basis of operational calculus allows obtaining data on the distribution of deposited particles between the investigated compartments at any time. The system equations based on the replacement differentials by finite-difference analogues requires a sequential calculation the activity in the studied compartments for each moment of time. The range values parameters transfer particles radioactive fallout between compartments is given. Test examples of calculations the dynamics ¹³¹I activity in the compartments meadow biogeocenosis in chronic radioactive fallout for the most typical transport parameters were performed. Calculations were made for the constant and variable values of the initial retention coefficient radioactive fallout particles by aboveground phytomass of meadow plants during the vegetation period. It was found that the maximum activity the radionuclide deposition particles is predicted for plant litter. The activity ¹³¹I in the above-ground phytomass of plants increases in proportion to changes in the value of the initial retention coefficient, and at a constant value it reaches the plateau for 15–20 days from the beginning of radioactive fallout. In the surface layer the sod there is an accumulation of deposition particles as they move from the plant litter and above-ground plant phytomass.

Keywords: chronical radioactive fallout, radionuclides, decay constant, constant cleansing, density of the deposition, meadow biogeocenoses