

УДК 574:631.438.2+004.942

ИМИТАЦИОННАЯ МОДЕЛЬ ДИНАМИКИ СОДЕРЖАНИЯ ^{137}Cs В КОМПОНЕНТАХ ПИЩЕВОЙ ЦЕПИ НАЗЕМНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ

С.В. Мамихин, Д.Н. Липатов, Д.В. Манахов, Т.А. Парамонова,
В.В. Столбова, А.И. Щеглов

Обсуждаются некоторые аспекты применения имитационного моделирования поведения радионуклидов в пищевых цепях наземных экосистем. Описана модель поведения ^{137}Cs в системе типа *почва—растительность—травоядные животные—хищники*. Представлены результаты моделирования, в том числе расчет динамики дозовой нагрузки на животных. Показано, что при упрощенном, «чернобыльском», сценарии развития радиологической ситуации дозовые нагрузки на травоядных животных существенно ниже, чем на хищников. В целом у животных в первые 10 лет основной вклад в дозовую нагрузку вносит внешнее облучение, затем внешняя и внутренняя дозовые нагрузки становятся примерно равными.

Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, пищевые цепи, имитационное моделирование, дозовые нагрузки.

Введение

Ключевой момент при рассмотрении поведения радионуклидов в пищевых цепях — процессы их попадания в организм животных и выведения из него. Наибольшее внимание моделированию этих процессов в настоящее время уделяется в области сельскохозяйственной радиоэкологии. Интерес к изучению закономерностей накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными животными, в организм которых они попадают преимущественно из растительности и почвы, определяется прежде всего тем, что продукты животноводства, такие как молоко, мясо и др., являются важными составляющими пищевого рациона человека и одновременно потенциальными источниками поступления радионуклидов в его организм. Количество их в этих продуктах можно уменьшить, например, путем введения различного рода пищевых добавок и препаратов в корм скоту или правильным выбором режима содержания животных.

Мясо диких животных, особенно в некоторых регионах нашей планеты, также значимый продукт потребления, однако, в отличие от сельскохозяйственной продукции, количество радиоактивных веществ в нем практически невозможно регулировать. Поэтому совершенствование способов расчета и тем более прогнозирование радиоактивного загрязнения съедобных тканей диких животных представляют актуальную задачу. Без этого невозможно и решение сопряженной проблемы — оценки дозовой нагрузки на биоту, чему в последнее время уделяется все большее внимание. Очевидно, что наиболее эффективно решать эти вопросы можно при рассмотрении всей трофической цепи или часто пищевой сети, по которой перемещают-

ся радионуклиды. Одна из наиболее поздних обзорных работ по моделированию поведения радионуклидов в экосистемах так и не внесла окончательной ясности в рассматриваемую нами тему [16]. Таким образом, она остается актуальной и по нынешний день.

Некоторые вопросы, связанные с моделированием поведения радионуклидов в пищевых цепях

Интерес к математическому моделированию поведения радионуклидов в пищевых цепях или в их отдельных компонентах возник давно и продолжает оставаться устойчивым уже достаточно долгое время [2, 9—11, 14, 17, 18, 22, 24—26]. В качестве примера типичного подхода для раннего периода моделирования может служить алгоритм так называемых «камерных» моделей, предложенный еще до аварии на ЧАЭС [2, 3]. В последующем стали предлагаться более разнообразные алгоритмы, использующие различные подходы, основанные, в том числе, на экспериментально полученных параметрах перехода радионуклидов между компонентами пищевых цепей.

Следует остановиться на том, что существуют разные способы расчета радиоактивного загрязнения организма в целом или отдельных тканей растений и диких животных. В отечественной литературе используются следующие параметры: коэффициент перехода, коэффициент накопления и коэффициент концентрирования, но существует неопределенность в их интерпретации разными исследователями. В связи с этим постараемся уточнить в нашем прочтении их значение и условия применения для наземных экосистем.

Коэффициент перехода представляет собой отношение удельной активности тканей организма к уровню загрязнения среды его обитания. В нашем случае он применим, когда мы имеем данные по плотности загрязнения почвы, и выражается в единицах площади на единицу массы, например в квадратных метрах на килограмм (m^2/kg). В англоязычной литературе он обозначен как TF (transfer factor) или T_{agr} (aggregated transfer coefficient). Коэффициент накопления радионуклидов — это отношение удельной активности объекта к удельной активности среды обитания и выражается в единицах массы на единицу массы, например, в граммах на килограмм (g/kg) или быть безразмерным при равенстве этих единиц. Коэффициент концентрирования радионуклидов — это отношение удельной активности объекта к удельной активности предыдущего звена пищевой цепи; выражается так же, как коэффициент накопления.

Теперь несколько замечаний о возможностях и ограничениях применения этих характеристик в моделях поведения радионуклидов в пищевых цепях.

Рассмотренные коэффициенты могут сильно варьировать. Так, например, коэффициент перехода радиоцезия из растительности в мясо лося по данным разных авторов располагается в интервале от 0,0058 до 0,032 m^2/kg свежей массы [15, 20]; аналогичные данные по северному оленю, представленные в справочнике МАГАТЭ [19], — от 0,04 до 0,35 (август—сентябрь) и от 0,06 до 0,84 (зима) mg/kg . Существенное (в несколько раз) внутрисезонное колебание загрязнения радиоцезием отмечалось также для мяса косуль [22, 23]. Такое варьирование значений требует локализации моделей, т.е. предварительного определения необходимых параметров уравнений для интересующего нас конкретного региона, сезона и основных на данное время пищевых ресурсов для рассматриваемых видов животных.

Использование в моделировании коэффициента перехода радиоцезия из почвы в ткани животных, как нам кажется, бесперспективно, поскольку существует ряд факторов, самостоятельных или агрегированных, таких, например, как биологическая доступность радионуклидов почвы, которые обуславливают их варьирование в 10 и более раз [22].

В принципе, приведенные выше коэффициенты можно использовать для расчета многолетней динамики радионуклидов с шагом в один год, когда целью является усредненный долгосрочный прогноз. При более дискретном рассмотрении интересующих нас процессов этот коэффициент в чистом виде применим только для получения весьма приблизительных оценок. Для более точных прогнозов коэффициент перехода можно связать с сезонной изменчивостью уровня загрязнения

корма, подбирая соответствующие уравнения по имеющимся данным, например, с помощью метода наименьших квадратов, как это было сделано Л.И. Францевичем [12], или используя регрессионные уравнения. Однако тогда теряется возможность воспроизводить сложные ситуации, связанные, предположим, с хроническими или периодическими радиоактивными выпадениями варьирующей интенсивности.

При разработке имитационных моделей внутригодового переноса радионуклидов по пищевым цепям также необходимо учитывать тот факт, что, помимо возможных радиоактивных выпадений регулярного или случайного характера, существуют периодические изменения радиоактивности пищи (корма), потребляемой животными, связанные или со сменой режима выпаса (сельскохозяйственные животные), или с сезонным переходом на другие виды пищи (дикие животные).

Алгоритм моделей переноса радионуклидов по пищевым цепям диких животных может включать матрицу коэффициента перехода, специфическую для каждого вида и реализуемую программно в виде массива размерностью n, m , где n — количество основных видов пищи, а m — число временных интервалов, характеризующихся определенными пищевыми предпочтениями данного вида. В этом случае появляется возможность применять кусочно-заданные функции потребления кормов.

Кроме отмеченных ранее недостатков алгоритмов, использующих коэффициенты накопления, концентрирования или перехода, существенное ограничение на прогнозирование радиоактивного загрязнения тканей диких животных может оказывать их подвижность в рамках достаточно большой территории. Это особенно ощутимо при сильной неоднородности загрязнения последней. Помимо чисто логических соображений, на это указывают некоторые дополнительные факты. Так, было показано отсутствие статистически значимой связи между удельной активностью экскрементов лосей и кабанов, обитающих в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике (белорусская часть зоны отчуждения Чернобыльской АЭС), и почвы в месте отбора образцов [8]. При рассмотрении поведения в живых организмах малоподвижных радионуклидов, например ^{90}Sr , надо использовать такой параметр, как период эффективного полувыведения, который учитывает биологическое выведение и распад радионуклида.

Учитывая сложность исследований, направленных на получение всей необходимой для моделирования исходной информации, часто приходится использовать таковую косвенную, в том числе и по коэффициентам накопления и перехода. Так, при отсутствии прямых данных о поведении радионуклидов в трофических цепях естественных

экосистем одним из вариантов является привлечение сведений по сельскохозяйственным животным [13].

Безусловно, алгоритм модели, помимо поступления радионуклидов в организм животных с пищей, должен учитывать и возможное поступление их с частицами почвы, например так, как это было реализовано в модели динамики ^{137}Cs в организме лошадей и овец [9]. При расчете этого потока авторы использовали данные по загрязнению верхнего слоя почвы, его плотности и толщины.

Альтернативой моделям, построенным с использованием коэффициентов, могли бы служить модели, которые условно назовем «физиологическими». Они призваны отражать в той или иной степени действительные метаболические процессы поступления радионуклидов в организм животного, их перераспределения по тканям и последующего выведения. Определенный объем исходной информации для построения таких моделей по некоторым радионуклидам уже собран. Например, показано, что выведение ^{137}Cs из организма зависит от размера объекта и скорости его метаболизма. Так, период биологического полувыведения радиоцезия, за который активность накопленного радионуклида уменьшается вдвое, составляет 6,5 сут для белых крыс, 23–25 — для кроликов и 70 сут — для человека [1, 4]. К сожалению, в случае с дикими животными получение такой информации затруднено.

И еще одно замечание: поскольку коэффициент перехода представляет собой интегральную оценку балансового соотношения и учитывает как поступление, так и выведение радионуклидов, его все же можно использовать для калибровки или проверки «физиологических» моделей.

С учетом всего вышесказанного, нами разрабатываются алгоритмы переноса радионуклидов по пищевым цепям разной степени сложности, предназначенные для последующей реализации в виде имитационных моделей.

Алгоритм имитационной модели переноса ^{137}Cs по пищевой цепи Ecorad_FC

На первом этапе для отработки алгоритмической основы планируемых моделей разработан алгоритм Ecorad_FC (food chain), описывающий поведение ^{137}Cs в цепочке, где животные условно объединены в две группы — травоядные и хищники. Таким образом, объект моделирования — наземная экосистема, состоящая из следующих компонентов: почва, травянистая растительность, травоядные животные и хищные животные. Модель является детерминированной и точечной, т.е. значения переменных определяются однозначно, а величины переменных состояния зависят только от време-

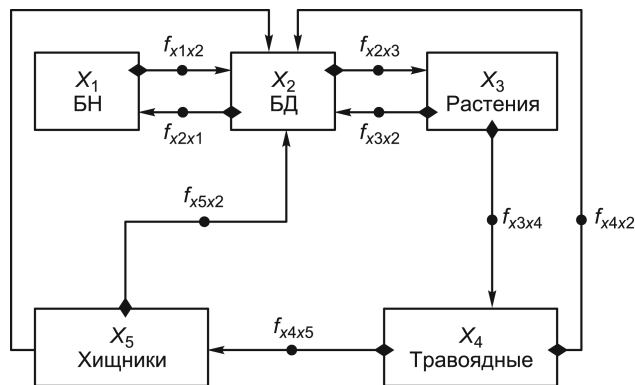


Рис. 1. Потоквая диаграмма

ни. Шаг по времени t в данной версии модели равен 1 сут с возможным последующим усреднением за год, чтобы нивелировать сезонную неоднородность радиоактивного загрязнения пищевых ресурсов. Для описания динамики содержания радионуклида выбраны следующие переменные состояния: X_1 — биологически недоступные формы содержания радионуклида в почве, X_2 — биологически доступные формы, X_3 — растительность, X_4 — травоядные животные, X_5 — хищные животные. Единицы измерения активности радиоцезия: X_1, X_2 — в $\text{кБк}/\text{м}^2$, X_3, X_4, X_5 — в $\text{кБк}/\text{кг}$. Топологическая структура модели описана потоковой диаграммой, представленной на рис. 1. Функции радиоактивного распада rd_i опущены, чтобы ее не загромождать.

Аналитически модель описывается следующей системой конечностно-разностных уравнений:

$$\Delta X_1(t) = f_{x_2x_1} - f_{x_1x_2} + f_{ax_1} - rd_1$$

$$\Delta X_2(t) = f_{x_1x_2} - f_{x_2x_1} + f_{ax_2} - rd_2$$

$$\Delta X_3(t) = f_{x_2x_3} - f_{x_3x_2} - rd_3$$

$$\Delta X_4(t) = ka_1 \cdot X_3(t) - rd_4$$

$$\Delta X_5(t) = ka_2 \cdot X_4(t) - rd_5.$$

Уравнения функций переноса. Функции переноса в данной версии модели представляют собой в основном линейные уравнения вида: $f_{x_jx_i} = ak \cdot X_i(t)$. Например, переход ^{137}Cs из биологически доступной формы его содержания в почве в недоступную описывается следующим образом: $f_{x_2x_1} = av \cdot X_2(t)$. Для учета зависимости биологической доступности ^{137}Cs почвы от времени может быть введена вспомогательная переменная — *BELL* (a, b, c, d, e), заданная кривой Пирсона I рода (рис. 2) и выглядит следующим образом: $BELL = ((a - b)/(c - d))^e \cdot ((a - d)/(c - d))^{e((d - c)/(c - b))}$. Она описывает асимметричную колоколообразную зависимость процесса от величины аргумента a и равна нулю при $a \leq b, a \geq d$, принимая макси-

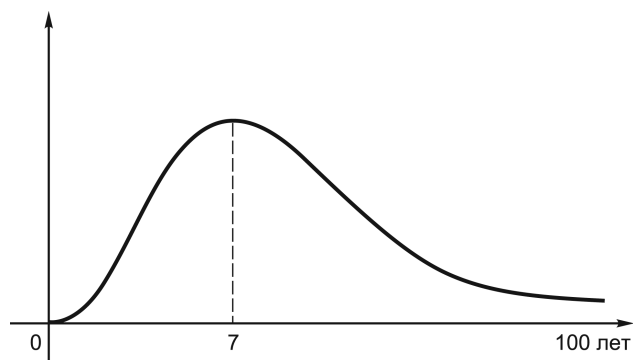


Рис. 2. Общий вид кривой Пирсона, рассчитанной для функции BELL

мальное значение 1 при $a = c$. Аргумент e отвечает за ширину колокола: чем меньше его величина, тем шире колокол. Таким образом, поступление ^{137}Cs из почвы выглядит следующим образом: $f_{x_2x_3} = kp \cdot BELL(ny, a_1, a_2, a_3, a_4) \cdot (X_1(t) + X_2(t))$. Если же рассматривается динамика форм, то поступление описывается проще, без использования кривой Пирсона: $f_{x_2x_3} = kp \cdot X_1(t)$.

Поступление радионуклида из растительности в организм травоядных животных описывается

уравнением: $f_{x_3x_4} = ka_1 \cdot X_3(t)$, где ka_1 — элемент матрицы спектра питания животного, которая содержит коэффициенты перехода ^{137}Cs из разных видов корма, обладающих разным уровнем радиоактивного загрязнения.

Уравнения расчета дозовых нагрузок. Эффективная внешняя доза рассчитывается по следующей формуле: $De = (X_1(t) + X_2(t)) \cdot ds \cdot Kpp \cdot ab \times \times EXP(-ag \cdot nd) \cdot EXP(-\lambda \cdot nd)$, где ds — мощность поглощенной дозы в воздухе от плоского тонкого источника ^{137}Cs , расположенного на границе воздух—почва ((мкГр/сут)/(кБк/м²)); Kpp — коэффициент пересчета поглощенной дозы в эффективную (мкЗв/мкГр); ab, ag — параметры уравнения учета экранирования излучения почвой, которое отражает нисходящую миграцию радионуклида (б/р); λ — константа радиоактивного распада; nd — число дней с момента выпадения (сут).

Расчет эффективной внутренней дозы для травоядных животных: $Dh = Kdp \cdot X_3(t) \cdot gv_1$, где Kdp — дозовый коэффициент (мкЗв/кБк); gv_1 — количество корма, которое поглощает среднестатистическое травоядное в сутки (кг/сут).

Расчет эффективной внутренней дозы для хищных животных: $Dp = Kdp \cdot X_4(t) \cdot gv_2$, где Kdp — до-

Параметры модели

Параметр	Смысловое значение	Численное значение	Размерность	Источник
a_1	параметр a вспомогательной функции	0	б/р	определено с помощью модели методом итераций
a_2	параметр b вспомогательной функции	7	б/р	
a_3	параметр c вспомогательной функции	100	б/р	
a_4	параметр d вспомогательной функции	30	б/р	
ka_1	элемент матрицы спектра питания животного	от 0,5 до 1,5	б/р	определено с помощью модели методом итераций
ka_2	коэффициент перехода радионуклидов из мяса травоядных в мясо хищных	2	б/р	[5]
af	фиксация биологически доступной формы радионуклида ППК	0,0002	б/р	[6]
av	высвобождение ^{137}Cs из почвенно-поглощающего комплекса	0,00001	б/р	
ds	мощность дозы в воздухе от плоского тонкого источника ^{137}Cs , расположенного на границе воздух—почва	0,061	(мкГр/сут)/(кБк/м ²)	[9]
Kpp	коэффициент пересчета поглощенной дозы в эффективную	0,75	мкЗв/мкГр	
Kdp	дозовый коэффициент	0,000014	мкЗв/Бк	
ab	первый параметр уравнения учета экранирования излучения почвой	0,36	б/р	[21]
ag	второй параметр уравнения учета экранирования излучения почвой	0,00146	б/р	
gv_1	количество корма, которое поглощает среднестатистическое травоядное в сутки	40	кг/сут	по усредненным данным разных авторов
gv_2	количество корма, которое поглощает среднестатистический хищник в сутки	2	кг/сут	
kp	максимальный коэффициент перехода радионуклида в растения из почвы для рассматриваемой экосистемы	0,0017	б/р	[6]

зовый коэффициент (мкЗв/кБк); gv_2 — количество корма, которое поглощает среднестатистический хищник в сутки (кг/сут).

Параметры моделей (таблица) идентифицированы по литературным данным или определены с помощью модели методом итераций.

Обсуждение результатов

Модель реализована на алгоритмическом языке Basic в кросс-платформенной среде программирования Qb64; выдает результаты моделирования в текстовом и графическом виде. Она позволяет прогнозировать перераспределение радиоцезия по пищевой цепи при различных сценариях радиоактивных выпадений (рис. 3—5).

С помощью модели нами проведены численные эксперименты по отработке алгоритма и исследованию влияния использования различных коэффициентов на адекватность прогнозирования накопления ^{137}Cs дикими животными. Данная версия модели позволяет рассчитывать посуточную динамику радиоцезия в мясе диких животных травянистой экосистемы.

В частности, модель использовали для проведения численного эксперимента по упрощенному сценарию развития радиологической ситуации, возникшей в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Было принято, что на 120-й день первого года произошло разовое выпадение радионуклида. Суммарное содержание ^{137}Cs в почве условно

составило 1000 кБк/м^2 , а именно: X_1 (биологически недоступная форма) — 20, X_2 (биологически доступная форма) — 980 кБк/м^2 . Также принято, то надземная фитомасса травянистой растительности к моменту выпадения еще не сформировалась и поэтому внешнему радиоактивному загрязнению не подвергалась. Ее дальнейшее загрязнение происходило только путем поступления радионуклидов из почвы через корни. Результаты моделирования по данному сценарию выводятся на экран в текстово-цифровом виде (рис. 3). В графическом виде полученные данные наглядно представлены на рис. 4 и 5. По накоплению ^{137}Cs на единицу биомассы лидирует растительность, за ней — хищники, затем травоядные животные. Кроме того, обнаружено, что при расчетах в рамках проведенного численного эксперимента дозовые нагрузки на хищников существенно больше, чем на травоядных животных за счет более высокого внутреннего облучения. В целом у животных в первые 10 лет после выпадения основной вклад в дозовую нагрузку вносит внешнее облучение. Затем внешняя и внутренняя дозовые нагрузки становятся примерно равными. Очевидно, что на снижение внешнего облучения определяющее влияние оказывает нисходящая миграция ^{137}Cs в глубь почвы, а на интенсивность внутреннего облучения — снижение биологической доступности ^{137}Cs вследствие закрепления его в почвенно-поглощающем комплексе (ППК), в первую

Model of Cs-137 Dynamics in Foodchain of Grass Ecosystem								
Авария на ЧАЭС: выпадения на 120 день -> X1=20 X2=980 (кБк/м ²)								
Результаты моделирования								
X1	X2	X3	X4	X5	SDe	SDh	SDp	
20.00	980.00	0.76	0.23	0.45	2858.90	0.10	0.00	
67.85	916.34	12.15	3.64	7.29	2720.49	2.51	0.05	
136.84	824.01	45.57	13.67	27.34	1561.48	9.43	0.18	
197.51	740.51	94.19	28.26	56.51	894.67	19.48	0.37	
250.00	665.74	139.96	41.99	83.98	512.61	28.95	0.55	
295.18	598.81	168.34	50.50	101.00	293.71	34.82	0.67	
333.88	538.88	174.55	52.37	104.73	168.28	36.11	0.69	
366.81	485.21	162.01	48.60	97.21	96.42	33.52	0.64	
394.63	437.15	137.90	41.37	82.74	55.24	28.53	0.55	
417.93	394.10	109.43	32.83	65.66	31.65	22.64	0.43	
437.21	355.54	81.91	24.57	49.14	18.14	16.94	0.32	
452.93	320.98	58.32	17.50	34.99	10.39	12.07	0.23	
465.52	290.01	39.76	11.93	23.86	5.95	8.23	0.16	
475.34	262.24	26.09	7.83	15.65	3.41	5.40	0.10	
482.71	237.35	16.53	4.96	9.92	1.95	3.42	0.07	

X1 - почва, недоступный Cs-137; X2 - почва, доступный Cs-137 (кБк/м²)
 X3 - растения; X4 - травоядные; X5 - хищники (кБк/кг)
 SDe - внешняя доза; SDh - внутр. доза, трав.; SDp - внутр., хищн. (мкЗв/год)
 (press ENTER to continue)

Рис. 3. Рассчитанная динамика содержания ^{137}Cs в почве (биологически недоступная и биологически доступная формы), в растительном покрове и организме растительных животных и хищников за 15 лет

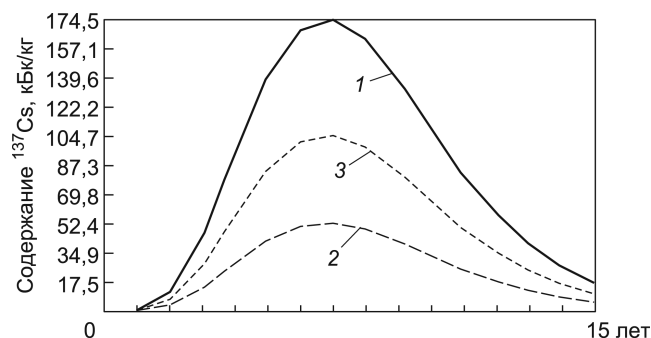


Рис. 4. Динамика содержания ^{137}Cs в растительном покрове (1) и организме растительоядных животных (2) и хищников (3) за 15 лет

очередь — в результате фиксации глинистыми минералами.

Представленный алгоритм легко модифицируется в зависимости от наличия необходимой информации. При необходимости возможна конкретизация видов хищника и жертвы с использованием информации, собранной в результате полевых исследований. Для локализации моделей необходимо знать коэффициенты перехода радионуклидов из почвы в растения, а также для конкретной пары жертва—хищник, причем более мелкие хищники в свою очередь могут выступать в качестве жертвы для более крупных. Алгоритм позволяет встраивать дополнительные модули, что расширяет функциональность моделей. Так, использование подпрограмм динамики радионуклидов в почве и растительном покрове способствует более адекватному отражению моделями их поведения в трофических цепях и более точной оценке дозовых нагрузок. Алгоритм также позволяет легко наращивать длину пищевой цепочки или расширять ее до пищевой сети, что является дальнейшей целью нашей работы.

Включение блока динамики запасов биомассы участников пищевой цепочки делает возможным расчет как загрязнения биоты в целом, так и отдельных экологических групп. При наличии информации о миграции животных можно также рас-

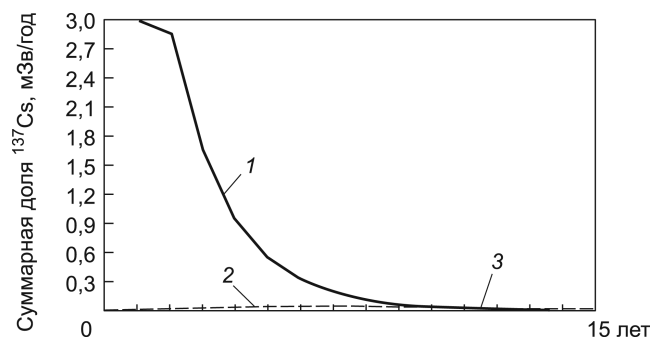


Рис. 5. Динамика годовых эффективных доз: общей внешней (1) и внутренней, обусловленной поеданием пищи, содержащей ^{137}Cs , для травоядных животных (2) и хищников (3) за 15 лет

считать вынос радионуклидов за пределы рассматриваемой загрязненной зоны, т.е. оценить вклад животных в пространственное перераспределение радиоактивных веществ.

Учитывая простоту представленной версии модели, ее можно использовать для разработки только очень приблизительных, ориентировочных, прогнозов дозовых нагрузок на рассматриваемые компоненты биоты. Модель представляет собой автономный модуль, который должен встраиваться в модели повышенного уровня для получения более адекватного прогноза. Дальнейшим развитием модели Ecorad_FC является таковая Ecorad_Oak_FC, основанная на алгоритмах моделей сезонной (посуточной) динамики радионуклидов в экосистеме лиственного леса Ecorad_Oak [6, 7]. В состав последней входят блоки, описывающие динамику температуры воздуха и почвы, выпадения осадков, скорости ветра, облачности, влажности почвы, что позволяет учитывать влияние климатических, метеорологических и почвенных факторов на моделируемые процессы.

Выводы

С помощью модели, построенной на алгоритме Ecorad_FC, получена информация о динамике содержания радионуклида ^{137}Cs в компонентах травянистой экосистемы с учетом возможного изменения спектра питания травоядных животных и рассчитана динамика эффективных дозовых нагрузок.

Показано, что по накоплению ^{137}Cs на единицу биомассы лидирует растительность, за ней — хищники, затем травоядные животные. Причем дозовые нагрузки на хищников существенно больше, чем на травоядных животных. У животных в первые 10 лет после выпадений основной вклад в дозовую нагрузку вносит внешнее облучение, затем внешняя и внутренняя дозовые нагрузки уравниваются.

Полученные в ходе численных экспериментов по различным сценариям результаты свидетельствуют об устойчивой работе модели и адекватном отображении ею наиболее вероятных радиологических ситуаций.

Анализ литературных источников, в которых рассматриваются закономерности поведения радионуклидов в пищевых цепях и описываются математические модели, воспроизводящие эти процессы, показал недостаток исходной атрибутивной информации для построения более сложных и адекватных моделей.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Бесядовский Р.А., Иванов К.В., Козюра А.К.* Справочное руководство для радиобиологов. М., 1978.
2. *Быков А.А., Демин В.Ф., Мурзин Н.В.* О камерных моделях миграции радионуклидов по пищевым цепям. М., 1984.
3. *Быков А.А., Мурзин Н.В.* Зависимость коэффициентов переноса в камерных моделях миграции пищевой цепи от факторов окружающей среды. М., 1984.
4. *Ильенко А.И., Криволицкий Д.А.* Радиоэкология. М., 1971.
5. *Ильенко А.И., Крапивко Т.П.* Экология животных в радиационном биогеоценозе. М., 1989.
6. *Мамихин С.В.* Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М., 2003.
7. *Мамихин С.В., Манахов Д.В.* Имитационная модель посуточной динамики ^{90}Sr в подсистеме почва—древостой лиственного леса // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2016. № 2.
8. *Никитин А.Н., Шуранкова О.А., Чешик И.А.* и др. Содержание ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в экскрементах диких копытных животных, обитающих в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2018. Т. 58, № 2.
9. *Спиридонов С.И., Мукушева М.К.* Семипалатинский испытательный полигон: радиоэкологические модели и риски. Алматы, 2010.
10. *Спирин Е.В., Алексахин Р.М., Калмыков М.В.* и др. Переход ^{137}Cs и ^{90}Sr в цепи почва—корм—продукция животноводства на территории, загрязненной радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46, № 1.
11. *Фесенко С.В., Спиридонов С.И., Авила Р.* и др. Моделирование поведения ^{137}Cs в лесных экосистемах и прогнозирование его накопления в лесной продукции // Радиационная биология. Радиоэкология. 2001. Т. 41, № 2.
12. *Францевич Л.И.* Стандартизация данных для составления карты радиоактивного загрязнения животных // Vestn. zool. 2006. Vol. 40, N 2.
13. *Beresford N.A., Wood M.D., Batlle J.V.* et al. Making the most of what we have: application of extrapolation approaches in radioecological wildlife transfer models // J. Environ. Radioact. 2016. Vol. 151.
14. *Brown J., Haywood S.M., Wilkins B.T.* Validation of the farmland models for radionuclide transfer through terrestrial food chains // Reliability of radioactive transfer models / Ed. by G. Desmet. L.; N.Y., 1988.
15. *Calmon P., Thiry Y., Zibold G.* et al. Radionuclide transfer in forest ecosystems // Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, IAEA-TECDOC-1616. Brussels, 2009.
16. *Diener A., Hartmann P., Urso L.* et al. Approaches to modelling radioactive contaminations in forests — Overview and guidance // J. Environ. Radioact. 2017. Vol. 178—179.
17. *Elwood J.W., Eymann L.D.* Test of a model for predicting the body burden of trace contaminants in aquatic consumers // J. Fish. Res. 1976. Vol. 33.
18. *Fesenko S., Spiridonov S., Avila R.* Modeling of ^{137}Cs behaviour in forest game food chains // Contaminated Forests — Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives / Ed. by I. Linkov, W. Schell. NATO Sci. Ser. 2. Environmental Security. 1999. Vol. 58.
19. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna, 2010.
20. *Howard B.J., Johanson K., Linsley G.S.* et al. Transfer of radionuclides by terrestrial food products from semi-natural ecosystems to humans // Modelling of radionuclide interception and loss processes in vegetation and of transfer in semi-natural ecosystems. Second report of the VAMP Terrestrial Working Group, IAEA. Brussels, 1996.
21. *Jacob P.* External exposure from radionuclides deposited in rural and urban environments // Proceedings of the XVth Regional Congress of IRPA, 10—14 September 1989, Visby, Sweden. Köln, 1989.
22. *Kiefer P., Prohl G., Muller H.* et al. Factors affecting the transfer of radiocaesium from soil to roe deer in forest ecosystems of Southern Germany // Sci. Total Environ. 1996. Vol. 192.
23. *Lindner G., Herrmann T., Hund M.* et al. Seasonal and regional variations in the transfer of cesium radionuclides from soil to roe deer and plants in a prealpine forest // Sci. Total Environ. 1994. Vol. 157.
24. *Muller H., Prohl G.* ECOSYS-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents // Health Phys. 1993. Vol. 64(3).
25. *Nielsen S.P.* Dynamic model for the transfer of ^{137}Cs through the soil—grass—lamb foodchain // Nordic radioecology. The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man. Amsterdam, 1994.
26. *Webster J.R., Crossley D.A.* Evaluation of two models for predicting elemental accumulation by Arthropods // J. Environ. Entomol. 1978. Vol. 7, N 3.

Поступила в редакцию 05.12.2019
 После доработки 22.12.2019
 Принята к публикации 18.01.2020

SIMULATION MODEL OF ^{137}Cs DYNAMICS CONTENT IN FOOD CHAIN COMPONENTS OF TERRESTRIAL ECOSYSTEM

S.V. Mamikhin, D.N. Lipatov, D.V. Manakhov, T.A. Paramonova,
 V.V. Stolbova, A.I. Shcheglov

Some aspects of application of simulation modeling of radionuclide behavior in food chains of terrestrial ecosystems are discussed. The model of behavior of ^{137}Cs in the system

of type *soil—vegetation—herbivores—predators* is described. The results of modeling, including the calculation of the dynamics of dose load on animals, are presented. It is shown that in the simplified “Chernobyl” scenario of the radiological situation, dose loads on herbivores are significantly lower than on predators. In general, in animals in the first 10 years, the main contribution to the dose load is made by external irradiation. Then the external and internal dose loads become approximately equal.

Key words: radioactive contamination, food chains, simulation, dose loads.

Сведения об авторах

Мамихин Сергей Витальевич, докт. биол. наук, вед. науч. сотр. каф. радиоэкологии и экотоксикологии ф-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. *E-mail:* svmamikhin@mail.ru. **Липатов Денис Николаевич**, канд. биол. наук, ст. препод. каф. радиоэкологии и экотоксикологии ф-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. *E-mail:* dlip@soil.msu.ru. **Манахов Дмитрий Валентинович**, канд. биол. наук, ст. препод. каф. радиоэкологии и экотоксикологии ф-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. *E-mail:* demian2@yandex.ru. **Парамонова Татьяна Александровна**, канд. биол. наук, ст. препод. каф. радиоэкологии и экотоксикологии ф-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. *E-mail:* tparamonova@soil.msu.ru. **Столбова Валерия Владимировна**, канд. биол. наук, ст. препод. каф. радиоэкологии и экотоксикологии ф-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. *E-mail:* vstol@bk.ru. **Щеглов Алексей Иванович**, докт. биол. наук, профессор, зав. каф. радиоэкологии и экотоксикологии ф-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. *E-mail:* shchegl@mail.ru.