

Прогноз мощности дозы гамма-излучения на основе математических моделей миграции ^{137}Cs в почве

Голиков В.Ю.

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Работа посвящена построению модели прогноза дозы гамма-излучения от радионуклидов ^{137}Cs + $^{137\text{m}}\text{Ba}$, поступивших в окружающую среду воздушным путем в результате крупномасштабной радиационной аварии. На основе существующих аналитических моделей миграции цезия с одной стороны и натурных данных о вертикальном распределении цезия в почвах территорий, загрязненных вследствие аварии на Чернобыльской АЭС с другой, был построен прогноз мощности дозы гамма-излучения в воздухе над открытой местностью. База экспериментальных данных содержала 180 профилей из Брянской области Российской Федерации и около 100 профилей, включая глобальные, из Баварии (Германия). Для аппроксимации распределения радионуклида в почве использовали решения конвективно-диффузионного уравнения и логнормальное распределение. Наилучшим образом распределения радионуклида в почве соответствовали χ^2 распределение, являющееся решением конвективно-диффузионного уравнения с возрастающим коэффициентом диффузии и логнормальное распределение. Для обоих распределений были найдены зависимости параметров (скорость диффузионного проникновения и скорость направленного движения с почвенной влагой) от времени. В предположении универсальности этих зависимостей, предложен способ их восстановления во времени, например, на основе один раз отобранных профилей глобальных выпадений. Были рассчитаны значения мощности поглощенной дозы в воздухе до 50 лет после выпадений. Среднее отличие экспериментальных данных, выраженных в виде отношения мощности дозы в воздухе на высоте 1 м над почвой от профиля радионуклидов ($^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba}$) + ^{134}Cs в момент времени t к мощности дозы в воздухе для радионуклидов, расположенных на поверхности почвы от расчетных, составляло для Брянской области 9 %, а для Баварии 14 %. Расчетные значения мощности поглощенной дозы в воздухе верифицированы с помощью результатов ее измерений в Брянской области в период времени 3-24 года после выпадений. Они совпадали с измеренными значениями в пределах 95 % интервала погрешности измерений во всем временном промежутке измерений за исключением 8-го года после аварии, что подтверждает адекватность использовавшихся в работе распределений радионуклида в почве.

Ключевые слова: миграция цезия, пробы почвы, доза гамма-излучения, конвективно-диффузионное уравнение, логнормальное распределение.

Введение

Аварии на Чернобыльской и Фукусимской АЭС явились причиной дополнительного радиоактивного загрязнения обширных территорий и повышенного облучения миллионов людей на них проживающих [1–5]. Несмотря на существенное время, прошедшее с момента аварий и комплекс контрмер, осуществляемых на этих территориях с целью снижения доз облучения жителей, целый ряд вопросов, связанных с возвращением к нормальной жизнедеятельности на этих территориях, с оказанием жителям дополнительной медицинской, социальной и другой помощи со стороны государства требуют принятия научно-обоснованных решений. В связи с этим, представляется актуальным и практически значимым рассмотрение вопросов, связанных с построением модели долгосрочного прогноза дозы внешнего облучения жителей, проживающих на радиоактивно загрязненных территориях.

Как правило, в качестве базовой модели внешнего облучения человека в окружающей среде используют модель облучения над открытым целинным участком почвы [6, 7]. В этом случае на величину мощности дозы в воздухе оказывают влияние только естественные факторы, основным из которых, кроме радиоактивного распада, является миграция радионуклидов в почве. Рассмотрение вертикальной миграции радионуклидов в почве в качестве конвективно-диффузионного процесса значительно упрощает построение долговременного прогноза поведения радионуклидов в естественных условиях. Для описания вертикальной миграции радиоактивной примеси в почве использовались зависимости, являющиеся решениями конвективно-диффузионного уравнения [8] и логарифмически нормальное распределение, отражающее стохастическую природу миграции [9, 10, 11]. Если принять, что перемещение радиоактивной примеси по профилю почвы проходит с эффективными средними параметрами D (скорость диффузионного проникновения, возникающая благодаря существованию градиента концентрации от поверхности вглубь почвы) и v (скорость

Голиков Владислав Юрьевич

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева

Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: sg235@rambler.ru

направленного движения с почвенной влагой), то поведение концентрации радиоактивной примеси $C(x,t)$ описывается конвективно-диффузионным уравнением (1):

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} - v \frac{\partial C(x,t)}{\partial x} - \lambda C(x,t) \quad (1)$$

где t – время, x – глубина в почве и λ – постоянная радиоактивного распада радионуклида.

Цель исследования – построение долгосрочного прогноза мощности дозы гамма-излучения на открытой местности на базе существующих аналитических моделей миграции цезия с одной стороны и натурных данных о вертикальном распределении цезия в почвах территорий, загрязненных вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, с другой.

Материалы и методы

Отбор проб почвы и измерения мощности поглощенной дозы в воздухе выполнялись в 1987–2010 гг. в юго-западных районах Брянской области РФ, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. Данные, используемые в этой работе, были получены в ходе полевых исследований на участках почвы, отобранных для проведения мониторинга [2, 7, 12, 13]. Эти участки почвы располагались на расстоянии 160 – 220 км от Чернобыльской АЭС на высоте 130 – 190 м над уровнем моря. Климат данного региона умеренный со среднегодовой температурой 6,5°С и среднегодовым количеством осадков 585 мм. Все почвенные площадки можно отнести к категории целинной почвы, т.к. согласно имевшейся информации они не вспахивались после аварии на Чернобыльской АЭС. Площадки для отбора проб почвы являлись достаточно ровными, без явно выраженного уклона. Тип почв на сухих площадках – дерново-подзолистые песчаные и супеси. На увлажняемых

участках тип почв был представлен дерново-подзолистыми глеевыми легкосуглинистыми почвами и аллювиальными супесчаными почвами. Эти почвы характеризуются кислой реакцией и низким содержанием минеральных питательных элементов [14, 15].

Для отбора проб выбирали участок с ненарушенным почвенным покровом, удаленный от дорог, зданий, деревьев. В центре участка размечали квадрат со стороной 10 м, в центре и углах которого пробоотборниками отбирали 5 проб. В 1987-1988 гг. пробу поверхностного слоя почвы толщиной 4 см и площадью 100 см² разрезали на два равных слоя. В 1989-2010 гг. цилиндрические пробы почвы площадью 20 см² и высотой 10 - 20 см разрезали на 5-10 слоев. Соответствующие слои от каждой из 5-ти проб объединяли, образуя репрезентативную пробу для данной глубины. Активность ¹³⁷Cs в пробах измеряли с помощью стационарного сцинтилляционного детектора NaI(Tl). Спектрометры были откалиброваны по образцовым источникам объемной активности ¹³⁷Cs. Статистическая погрешность результатов измерений не превышала ±3 %, а систематическая погрешность ±10 %.

В результате все имеющиеся экспериментальные данные были объединены в базу данных. Фрагмент этой базы данных, дающий представление о структуре ее полей, приведен в таблице 1, где в первом столбце показан порядковый номер профиля; во втором - дата его взятия; в третьем - название места, где брался профиль; в четвертом - число дней, прошедших после радиоактивных выпадений; в пятом столбце приведена поверхностная активность пробы в Бк/см². В следующих 10-ти столбцах содержится массовая толщина слоя в г/см². Далее приведена массовая концентрация активности в каждом слое в Бк/кг. Последнее поле отведено для пометок о пригодности поля для последующего анализа, ибо имелись профили, взятые со вспаханной территории и не несущие полезной информации.

Таблица 1. Фрагмент структуры базы данных в отношении отобранных профилей почвы [Table 1. Fragment of the database structure in relation to the selected profiles]

№ [No]	Дата отбора [Date]	Нас. пункт [Settlement]	Дни [Days]	Пов. акт., Бк/см ² [Surf act., Bq/cm ²]	L1, г/см ² [g/cm ²]	L2, г/см ² [g/cm ²]	L3, г/см ² [g/cm ²]	...	L10, г/см ² [g/cm ²]	Cs1, Бк/кг [Bq/kg]	Cs2, Бк/кг [Bq/kg]	Cs3, Бк/кг [Bq/kg]	...	Cs10, Бк/кг [Bq/kg]	Исп., Да/нет [Use Y/N]
188	13.07.90	Новозыбков [Novozybkov]	1539	79,2	1,38	2,46	3,87	13,28	7844	9250	9240	1669	Да [Y]
189	13.07.90	Новозыбков [Novozybkov]	1539	78,5	1,35	2,89	4,33	15,60	7881	7955	7067	259	Да [Y]
190	06.09.90	Ущерпье [Ushcherpie]	1594	89,9	1,03	1,92	2,85	11,57	20905	18093	15318	592	Да [Y]
191	13.09.90	Веприно [Veprino]	1601	88,8	0,88	1,53	2,58	9,76	23754	33744	20091	148	Да [Y]

Решение уравнения (1) для точечного источника в случае однократного поступления загрязнения активностью C_0 на поверхность почвы с постоянным по глубине коэффициентом диффузии D и скоростью конвективного переноса v будет представлять собой нормальное распределение (2) [11]:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{\sqrt{\pi Dt}} \exp\left(-\frac{(x-vt)^2}{4Dt} - \lambda t\right) \quad (2)$$

Попытки учесть неоднородность почвы по глубине были сделаны в работах [16, 17]. В природных условиях коэффициент диффузии с увеличением глубины не остается постоянным. На изменение коэффициента диффузии с глубиной оказывают влияние влажность, механический состав почв, состояние и формы нахождения нуклидов в почвах и др. Рост коэффициента диффузии с глубиной может быть представлен в виде формулы (3) [16, 17]:

$$D_x = D_1 \left(\frac{x}{x_1} \right)^k + D_0, k > 0 \quad (3)$$

где D_0 и D_1 – значения коэффициента диффузии на поверхности почвы и его приращение на фиксированной глубине, соответственно.

Если принять $D_0=0$, $k=1$, а $D_1/x_1=v_d$, то проникновение примеси от загрязненной поверхности под действием

$$C(x,t) = \frac{C_0}{v_d \cdot t \cdot \Gamma(1+\nu)} \left(\frac{x}{v_d \cdot t} \right)^\nu \exp \left(-\lambda \cdot t - \frac{x}{v_d \cdot t} \right) \quad (5)$$

где $\Gamma(1+\nu)$ – гамма-функция;

ν – эффективная скорость, определяемая диффузией;

$\varphi = \nu / v_d$ – отношение эффективной скорости за счет конвективного переноса к эффективной скорости, определяемой диффузией.

Также исследовалась экспоненциальная зависимость, которая является решением конвективно-диффузионного уравнения с линейно возрастающим эффективным коэффициентом диффузии D и нулевой скоростью конвективного переноса (6) [16]:

$$C(x,t) = C_0 \frac{1}{v_d \cdot t} e^{-\frac{x}{v_d \cdot t}} \quad (6)$$

Кроме того, для описания профилей радиоактивного загрязнения использовалась модель, описываемая логнормальным распределением (7)[11]:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2x \cdot \sqrt{\pi Dt}} e^{-\frac{(\ln x - \ln vt)^2}{4Dt}} \quad (7)$$

где D и ν – параметры, характеризующие соответственно среднюю эффективную скорость диффузии и среднюю эффективную скорость конвективного переноса.

Для обработки экспериментальных профилей по вышеупомянутым моделям использовалась программная реализация метода наименьших квадратов в рамках математического пакета Mathcad 15.0 [18]. Также использовался визуальный контроль соответствия экспериментального профиля теоретической кривой. Информация по обработанному профилю записывалась в базу данных. Для каждой модели записывались значения параметров (место отбора профиля, время отбора профиля, отношение эффективной скорости за счет конвективного переноса к эффективной

диффузионной скорости проникновения v_d и конвективной скорости ν будет описываться уравнением (4) [16]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(v_d x \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \nu \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C \quad (4)$$

Решение этого уравнения для однократного поступления примеси имеет вид распределения χ^2 (5)[16]:

скорости, определяемой диффузией, эффективная скорость, определяемая диффузией), значение минимума суммы квадратов отклонений (S), коэффициент корреляции (K) и графический вид зависимости в линейном и полулогарифмическом масштабе. Пример записи данных представлен на рисунке 1.

Выбор наилучшей модели проводился как по наименьшему значению, усредненной по всем профилям суммы квадратов отклонений, так и по гибкости в описании различных вариантов профилей, контролируемой визуально. В результате выбирались модели, наилучшим образом описывающие экспериментальные данные. После чего ставился вопрос о временной зависимости параметров, их описывающих. Кроме данных о миграции Чернобыльских выпадений в Брянской области для выявления временной зависимости параметров модели использовали профили Чернобыльских и глобальных выпадений из Баварии (Германия) [6, 7, 19] и 9 профилей глобальных выпадений из Сахалина [20, 21].

Расчет значений мощности поглощенной дозы D гамма-излучения в воздухе на высоте 1 м над землей от радионуклида, испускающего гамма-излучение с энергией E , с произвольным распределением активности в почве $C(x,t)$ проводился с помощью соотношения (8):

$$D(E,t) = \int_0^\infty C(x,t) \cdot K(E,x) dx \quad (8)$$

где $K(E,x)$ – коэффициент перехода от поверхностной активности плоского источника, расположенного в почве на глубине x (г·м⁻²) к мощности поглощенной дозы в воздухе (нГр·час⁻¹)/(кБк·м⁻²), а $C(x,t)$ – удельная активность (кБк·г⁻¹) радионуклида на глубине x в момент времени t .

Аналитическая зависимость функции $K(E,x)$ для гамма-излучения ¹³⁷Cs + ^{137m}Ba была получена ранее путем аппроксимации ее значений в диапазоне глубин x от 0 до 100 г·см⁻² в почве стандартного состава (формула (9)) [22, 23]:

$$K(0,66, x) = 1,22 \cdot \exp(-0,49 \cdot x) + 0,86 \cdot \exp(-0,072 \cdot x) \quad (9)$$

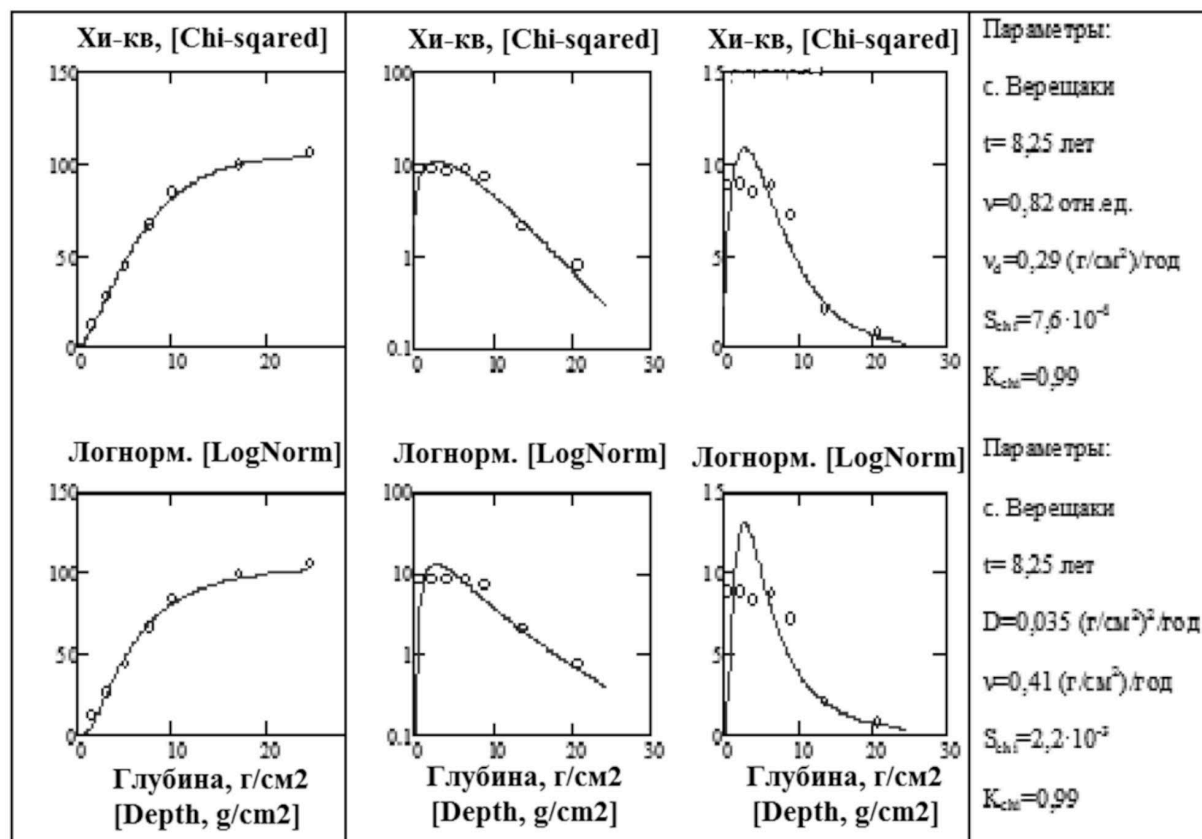


Рис. 1. Пример записи в базе данных о параметрах моделей. По оси ординат в первой колонке «Кумулятивная поверхностная активность» в Бк/см², во второй (полулогарифмический масштаб) и третьей (линейный масштаб) – «Концентрация» в Бк/г
[Fig. 1. An example of the database entry for model parameters. The ordinate axis displays "Cumulative Surface Activity" in Bq/cm² in the first column, and "Concentration" in Bq/g in the second (semi-logarithmic scale) and third (linear scale)]

Результаты и обсуждение

Каждый экспериментальный профиль проходил проверку по трем зависимостям в рамках конвективно-диффузионной модели и по логнормальному распределению, описанным ранее. Особенностью данного исследования являлось использование кумулятивных распределений. Этот способ избавлял от необходимости предопределять точку средней концентрации внутри каждого слоя почвы, чтобы потом сравнивать ее с аналогичной точкой на теоретической

кривой, а позволял сравнивать кумулятивное содержание радионуклида на определенной глубине с соответствующим значением расчетного кумулятивного распределения.

После обработки всех профилей, включая глобальные, по всем моделям ставилась задача оставить для дальнейшего анализа распределения, наилучшим образом описывающие экспериментальные наблюдения. Для этого вычислялись средние значения минимума суммы квадратов для каждой модели и их разброс относительно среднего значения. Эти величины представлены в таблице 2.

Таблица 2. Среднее значение минимума суммы квадратов для разных моделей распределения радионуклида в почве
[Table 2. Average values of the minimum sum of squares for different models of radionuclide distribution in soil]

Модель [Model]	Среднее значение минимума суммы квадратов [The mean value of the minimum sum of squares]	Стандартное отклонение от среднего значения [Standard deviation from the mean]
Экспоненциальное [Exponential]	0,024	0,037
Нормальное [Normal]	0,010	0,013
χ^2 [Chi-sq.]	0,004	0,009
Логнормальное [Lognormal]	0,007	0,012

По данным таблицы 2 и после проведения визуального контроля соответствия рассматриваемых моделей экспериментальным данным, в качестве моделей для дальнейшей работы были выбраны модель с линейно возрастающим эффективным коэффициентом диффузии, описываемая распределением χ^2 и логнормальное распределение. В процессе визуального контроля, были выявлены следующие свойства других распределений, описывающих соответ-

ствующие модели. Экспоненциальное распределение удовлетворительно описывало только профили, взятые на почве, где мала эффективная скорость конвективного переноса, что оправдывает эту модель как частный случай модели на основе распределения χ^2 при нулевой эффективной скорости конвективного переноса. Типичный случай неспособности этой модели описать профиль приведен на рисунке 2.

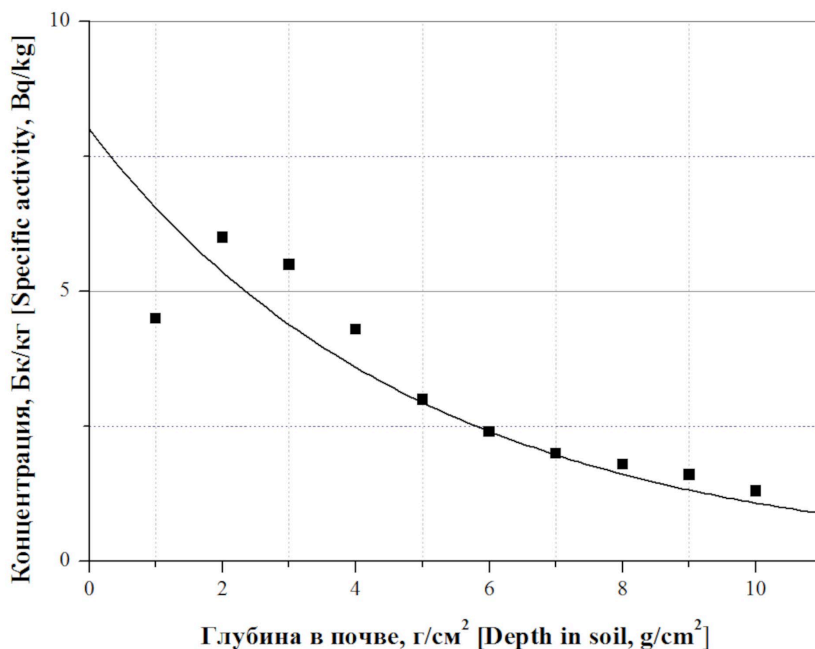


Рис. 2. Недостатки модели описываемой экспоненциальным распределением
[Fig.2. Disadvantages of the model described by the exponential distribution]

Модель, описываемая нормальным распределением, имела слишком резкий спад, что особенно хорошо заметно в полулогарифмическом масштабе. Это отрицательное

качество нормального распределения показано на рисунке 3, на котором также приведено распределение χ^2 , хорошо описывающее данный профиль.

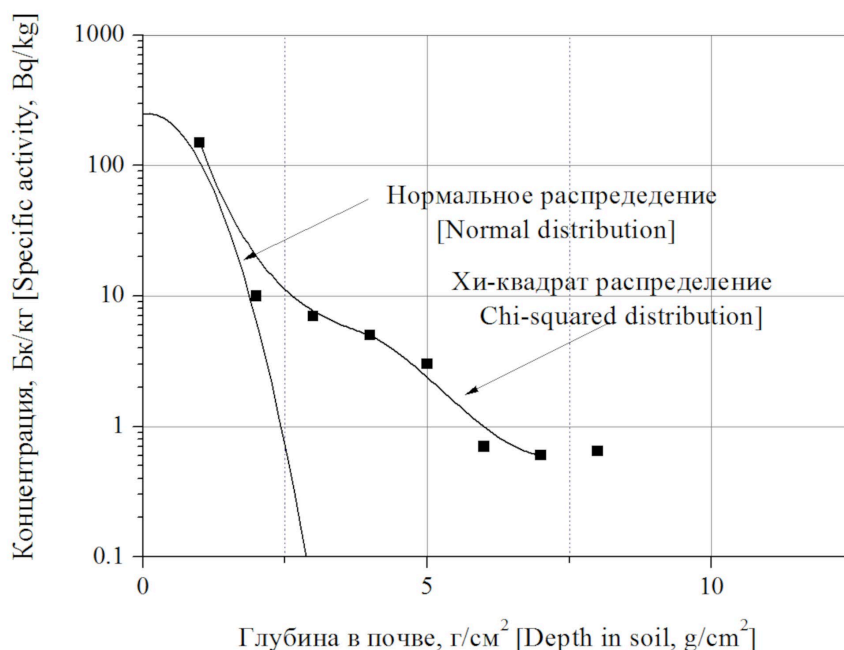


Рис. 3. Недостатки модели, описываемой нормальным распределением
[Fig.3. Disadvantages of the model described by the normal distribution]

После того, как были выбраны две оптимальные из четырех рассматриваемых моделей, исследовали зависимость их параметров от времени. В данной работе не ставился вопрос влияния свойств почвы, водного режима и температурных условий на процесс миграции радиоактивного загрязнения. Поэтому, дифференциация параметров, характеризующих выбранную модель, производилась только по времени, а по остальным характеристикам, производилось усреднение.

Для анализа данных по Брянской области было выбрано 9 временных интервалов, соответствующих времени отбора проб почвы (3–24 года после выпадений). В анализ были включены 180 профилей, каждый из которых анализировался для оценки параметров V , D , V_d и φ , соответствующих логнормальной и χ^2 моделям распределения радионуклида в почве. На рисунке 4 представлены зависимости от времени параметров V и V_d и параметра D для Брянской области.

Аналогичная процедура была выполнена для 91 чернобыльского профиля отобранных в Баварии в течение 0,4–7 лет после выпадений и 11 профилей глобальных выпадений из Баварии возрастом 30 лет [6, 7]. Для них были установлены аналогичные временные зависимости параметров.

Профили глобальных выпадений на Сахалине отбирались через 48 лет после пика глобальных выпадений в 1963 году. Это была одна временная точка. Для того, чтобы полностью восстановить зависимость параметров сахалинских глобальных выпадений от времени нами было предположено, что за-

висимости от времени $V \sim \frac{const_1}{\sqrt{t}}$ и $D \sim \frac{const_2}{t}$ имеют универсальный характер, а региональные различия определяются только значением констант.

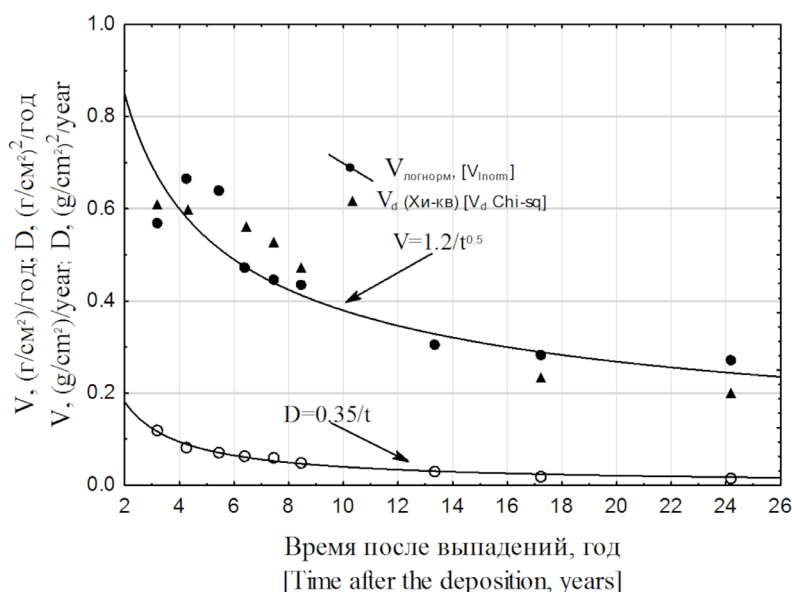


Рис. 4. Зависимости от времени параметров V , V_d и D для Брянской области
[Fig.4. Time dependences of parameters V , V_d and D for the Bryansk region]

Тогда для сахалинских глобальных выпадений, отбировавшихся при $t = 48$ лет, значения $const_1 = V(\text{лет}) \cdot \sqrt{48}$, а $const_2 = D(\text{лет}) \cdot 48$. Отметим, что на аналогичный под-

ход экстраполяции параметров V и D логнормального распределения радиоактивной примеси по времени ранее было указано в работах [10, 11]. Окончательный вид зависимостей от времени параметров моделей для трех рассматриваемых в этой работе регионов приведен в таблице 3.

Таблица 3. Зависимость от времени параметров моделей распределения радионуклида ^{137}Cs в почвах регионов, рассматриваемых в настоящей работе

[Table 3. Time dependence of the parameters of the distribution models of the radionuclide ^{137}Cs in the soils of the regions considered in this work]

Регион [Region]	Распределение [Distribution]			
	Логнормальное [Lognormal]		Хи-квадрат [Chi-squared]	
	V	D	V_d	φ
Брянская обл. [Bryansk region]	$1,2 / \sqrt{t}$	$0,35/t$	$1,2 / \sqrt{t}$	0,5
Бавария [Bavaria]	$2,1 / \sqrt{t}$	$0,225/t$	$1,1 / \sqrt{t}$	1,3
Сахалин [Sakhalin]	$0,55 / \sqrt{t}$	$0.35/t$	$0,42 / \sqrt{t}$	0,75

Для расчета мощности поглощенной дозы в воздухе интегралы (8) брались численно. Были рассчитаны ее значения над открытым целинным участком почвы на период времени до 50 лет после радиоактивных выпадений. Для сравнения с данными реальных измерений поглощенных доз в воздухе при расчетах учитывалось присутствие радионуклида ^{134}Cs в соотношении 0,56 к выброшенной активности ^{137}Cs . Результаты расчетов для трех рассматриваемых регионов (Брянская область РФ, Сахалин и Бавария) в виде отношения мощности дозы в воздухе на высоте 1 м над почвой от профиля радионуклидов $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ в момент времени t к мощности дозы в воздухе для радионуклидов, расположенных на поверхности почвы, $(D(t)/D_{\text{поверх}})$ представлены на рисунке 5. На этом же рисунке представлены средние экспериментальные значения $D(t)/D_{\text{поверх}}$ (\pm среднеквадратичное отклонение), полученные в ходе проведения радиационного мониторинга на территориях Брянской области РФ [2, 6, 7] и Баварии (Германия) [6, 7], загрязненных вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, а также значение $D(t)/D_{\text{поверх}}$ через 30 лет после пика глобальных выпадений, оцененное на основании профилей активности цезия глобального происхождения, измеренных в Баварии [6, 7, 19]. Непосредственно видно хорошее

совпадение результатов модельных расчетов и экспериментальных данных. Среднее различие экспериментальных данных от расчетных составляет для Брянской области 9 %, а для Баварии – 14 %. Расчетные данные отношений $D(t)/D_{\text{поверх}}$ различаются для разных регионов, имея минимальные значения для Баварии и максимальные для Сахалина. Однако, для каждого региона в отдельности данные, полученные по двум рассматриваемым моделям распределения радионуклида в почве (Хи-квадрат и логнормальное распределение), практически совпадают между собой. Более того, полагая степенные временные зависимости параметров моделей миграции не зависящими от региона и от типа почв [11], можно определить их численные константы, которые зависят от региона, с помощью отбора, например, профиля глобальных выпадений, как это было продемонстрировано в этой работе на примере глобальных выпадений на Сахалине. После этого восстановить временную зависимость распределения радионуклида цезия и рассчитать прогнозные значения мощности дозы гамма-излучения при его единичном выбросе в окружающую среду в данном регионе. Такой подход, например, можно использовать для прогнозирования радиационной обстановки при проектировании и строительстве АЭС.

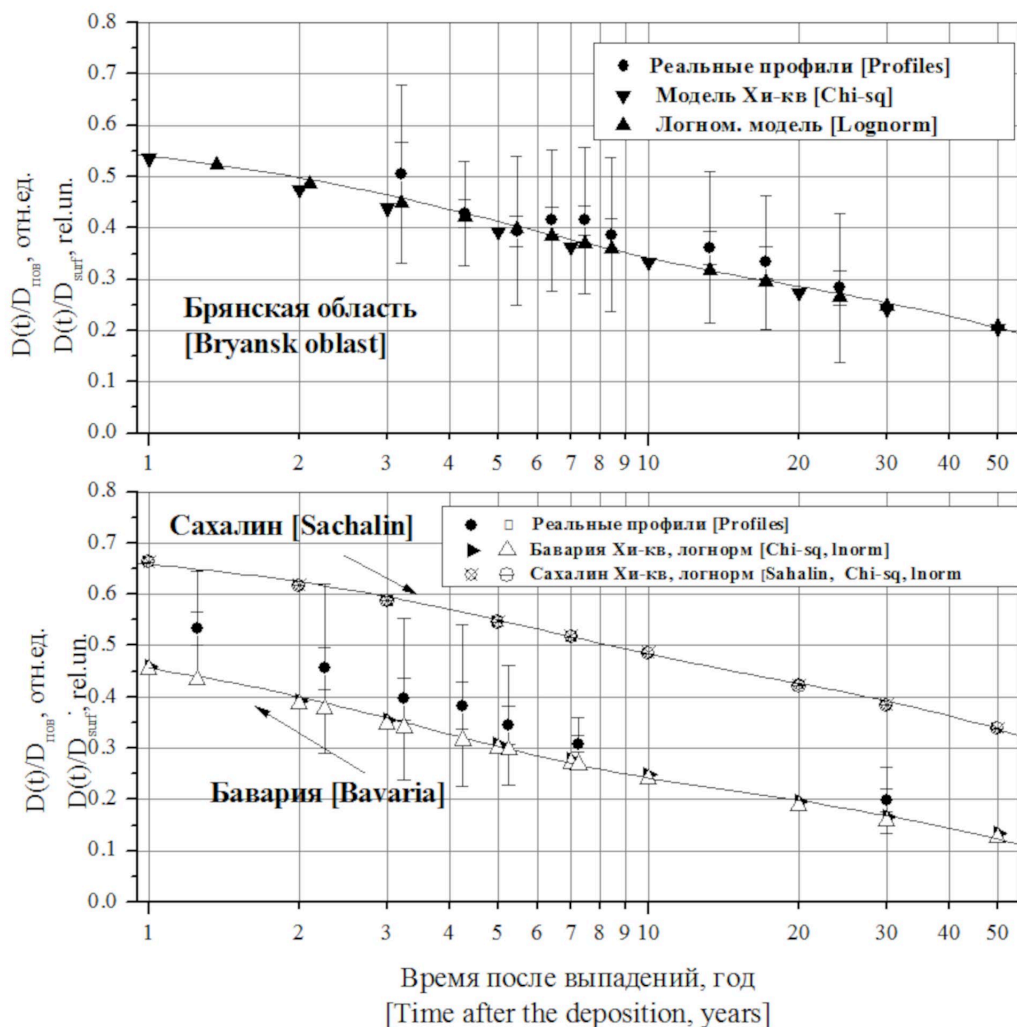


Рис. 5. Отношение мощности дозы в воздухе на высоте 1 м над почвой от профиля радионуклидов $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ в момент времени t к мощности дозы в воздухе для радионуклидов, расположенных на поверхности почвы

[Fig. 5. The ratio of the dose rate in the air at a height of 1 m above the soil from the profile of radionuclides $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ at time t to the dose rate in the air for radionuclides located on the soil surface]

В качестве верификации предлагаемых моделей распределения активности радионуклидов цезия в почве на рисунке 6 представлены результаты сравнения измеренных значений мощности дозы гамма-излучения над открытыми целинными участками почвы в Брянской области в течение 24 лет после аварии на Чернобыльской АЭС с расчетными данными в соответствии с логнормальной моделью распределения радионуклида. Измерение мощности дозы гамма-излучения проводили на высоте 1 м от поверхности земли с помощью дозиметра гамма-излучения ДРГ-01Т [24]. Приборы данного класса позволяют измерять мощность поглощенной дозы в воздухе

(нГр/час⁻¹) гамма-излучения с энергией в диапазоне 0,05–3 МэВ при значениях от 50 нГр/час⁻¹. Относительная статистическая погрешность среднего значения мощности дозы не превышала 10 %.

Как видно из данных, представленных на рисунке 6, расчетные значения мощности дозы гамма-излучения от радионуклидов ¹³⁷Cs+¹³⁴Cs совпадают с измеренными значениями в пределах 95 % интервала погрешности измерений во всем временном промежутке измерений, за исключением восьмого года после аварии, что подтверждает адекватность предлагаемых распределений радионуклида в почве.

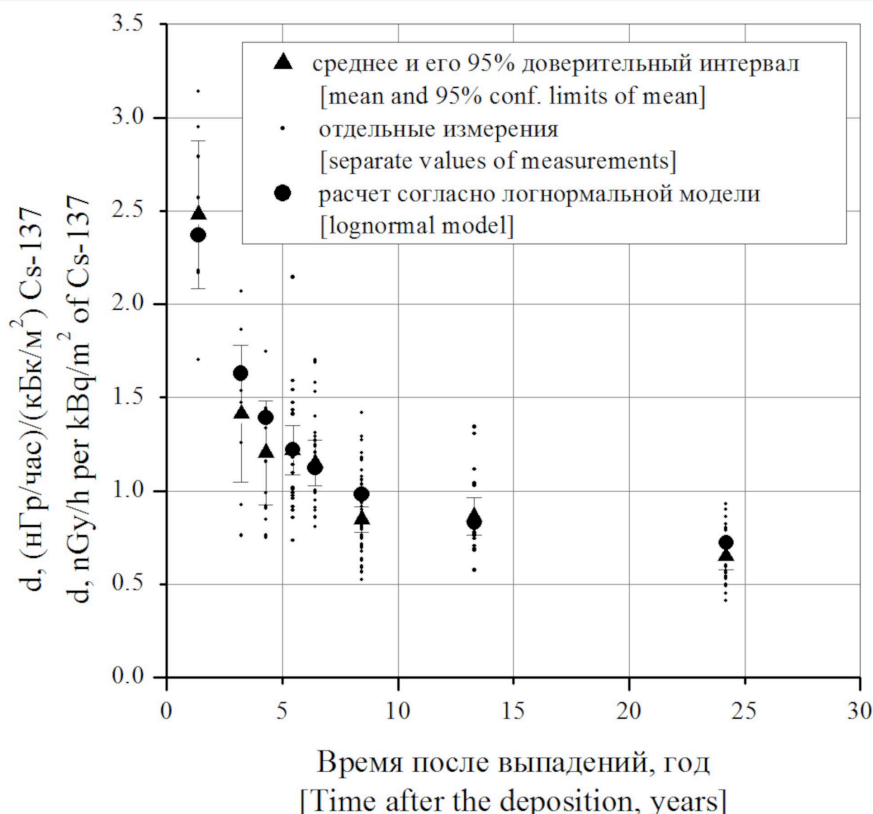


Рис. 6. Измеренные и расчетные значения мощности поглощенной дозы в воздухе над открытыми целинными участками почвы в Брянской области в течение 24 лет после аварии на Чернобыльской АЭС

[Fig. 6. Measured and calculated values of the absorbed dose rate in the air above open virgin soil areas in the Bryansk region for 24 years after the Chernobyl accident]

Заключение

На основе существующих аналитических моделей миграции цезия с одной стороны и натуральных данных о вертикальном распределении цезия в почвах территорий, загрязненных вследствие аварии на Чернобыльской АЭС с другой, был построен прогноз мощности дозы гамма-излучения в воздухе над открытой местностью. Наилучшим образом реальным распределениям радионуклида в почве соответствовали χ^2 распределение, являющееся решением конвективно-диффузионного уравнения с возрастающим коэффициентом диффузии и логнормальное распределение. Для обоих распределений были найдены зависимости параметров (скорость диффузионного проникновения и скорость направленного движения с почвенной влагой) от времени и

в предположении универсальности этих временных зависимостей предложен способ их восстановления на основе отбора профилей распределения активности в почве, например, от глобальных выпадений, в какой-то один момент времени. Рассчитаны мощности поглощенной дозы в воздухе до 50 лет после выпадений. Расчетные значения мощности поглощенной дозы в воздухе верифицированы с помощью результатов ее измерений в Брянской области в период времени 3–24 года после выпадений.

Информация о конфликте интересов

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

Сведения об источнике финансирования

Исследование не имело спонсорской поддержки.

Литература

- De Cort M., Dubois G., Fridman Sh.D. et al. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. European Commission report EUR 16737, Luxembourg, 1998.
- Golikov V.Yu., Balonov M.I., Ponomarev A.V. Estimation of external gamma-radiation doses to the population after the Chernobyl accident. In: Eds. Balonov M.I. and Merwin S.E. The Chernobyl Papers. Vol.1. Research Enterprises, Publishing Segment. Richland, Washington, 1993. P. 247-288.
- International Atomic Energy Agency. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group. Vienna: IAEA, 2006.
- World Health Organization. Health Risk Assessment from the Nuclear Accident After the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami, Based on a Preliminary Dose Estimation (World Health Organization, Geneva), 2013. URL: www.who.int/iris/bitstream/10665/78218/1/9789241505130_eng.pdf (Дата обращения: 01.09.2025).
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2013. Sources and Effects of Ionizing Radiation (2013 Report to the General Assembly, with Annexes), Annex A. Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 Great East-Japan earthquake and tsunami. New York: United Nations; to be published, 2013.
- Jacob P., Prohl G., Likhtarev I.A., et al. Pathway analysis and dose distributions. European Commission, Brussels: EUR 16541 EN, 1996. 130 p.
- Golikov V.Yu., Balonov M.I., Jacob P. External Exposure of the Population Living in Areas of Russia Contaminated due to the Chernobyl Accident // Radiation Environmental Biophysics. 2002. Vol. 41, No 10. P. 185-193.
- Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981. 98 С.
- Kirchner G. Migration of fallout radionuclides in soil // Health Physics, 1998. Vol. 74, No 1. P. 78-85.
- Konshin O.V. Mathematical model of ¹³⁷Cs migration in soil: Analysis of observations following the Chernobyl accident // Health Physics. 1992. Vol. 63, No 3. P. 301-306.
- Konshin O.V. Applicability of the convection-diffusion mechanism for modeling migration of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the soil // Health Physics. 1992. Vol. 63, No 3. P. 291-300.
- Ramzaev V., Yonehara H., Hille R. et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003 // Journal of Environmental Radioactivity. 2006. Vol. 85. P. 205–227.
- Рамзаев В.П., Голиков В.Ю. Сравнение расчетных и измеренных значений мощности кермы в воздухе над почвой, загрязненной ¹³⁷Cs // Радиационная гигиена. 2015. Т. 8, № 4. С. 42–51.
- Shutov V.N., Bruk G.Ya., Balonov M.I. et al. Cesium and strontium radionuclide migration in the agricultural ecosystem and estimation of internal doses to the population. In: The Chernobyl Papers. Vol. I. Eds. by S.E. Merwin and M.I. Balonov. Richland: Research Enterprises, 1993. P. 167-218.
- Kaduka M.V., Shutov V.N., Bruk G.Ya. et al. Soil-dependent uptake of ¹³⁷Cs by mushrooms: experimental study in the Chernobyl accident areas // Journal of Environmental Radioactivity. 2006. Vol. 89. P. 199–211.
- Махонько К.П. Вид профилей концентрации продуктов деления в почве при глобальных и локальных выпадениях. В сб. Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. Выпуск 18. Л.: Колос, 1969. С. 48-56.
- Махонько К.П., Чумичев В.Б. О проникновении некоторых продуктов деления в почву. В сб. Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. Выпуск 18. Л.: Колос, 1969. С. 57-74.
- Mathcad 15.0 Parametric Technology Corporation, 2012. URL: <http://www.ptc.com/product/mathcad/> (Дата обращения: 01.09.2025).
- Schimmack W., Steindl H., Bunzl K. Variability of water content and of depth profiles of global fallout Cs in grassland soils and the resulting external gamma-dose rates // Radiation and Environmental Biophysics. 1998. Vol. 37. P. 27–33.
- Ramzaev V., Barkovsky A., Goncharova Yu. et al. Radiocesium fallout at the grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands due to the Fukushima accident: the radioactive contamination of soil and plants in 2011 // Journal of Environmental Radioactivity. 2013. Vol. 118. P. 128–142.
- Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Громов А.В. и др. Фукусимские выпадения в Сахалинской области России. Сообщение 1: ¹³⁷Cs и ¹³⁴Cs в луговых почвах // Радиационная гигиена. 2018. Т. 11, № 1. С. 25-42. <https://doi.org/10.21514/1998-426X-2018-11-1-25-42>.
- Golikov V., Barkovsky A., Kulikov V. et al. Gamma ray exposure due to sources in the contaminated forest. In: Linkov I., Schell W.R. (Eds.), Contaminated Forests. NATO Science Series (Series 2: Environmental Security). Dordrecht, Springer, 1999. Vol. 58. P. 333–341.
- Golikov V.Yu. Air kerma rate from radionuclides distributed in forest ecosystem // Journal of Environmental Radioactivity. 2023. Vol. 270, No 1. P. 107283.
- Дозиметр ДРГ-01Т1. Паспорт. ГБ2.805.002 ПС. URL: http://dosimeter.ucoz.ru/Ebay/DRG_01T1.pdf (Дата обращения: 01.09.2025).

Поступила: 09.09.2025

Голиков Владислав Юрьевич – старший научный сотрудник, лаборатория радиационной гигиены медицинских организаций, Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: sg235@rambler.ru
ORCID: 0009-0003-5494-2300

Для цитирования: Голиков В.Ю. Прогноз мощности дозы гамма-излучения на основе математических моделей миграции ¹³⁷Cs в почве // Радиационная гигиена. 2026. Т. 19, № 1. С. 102–112. DOI: 10.21514/1998-426X-2026-19-1-102-112

Forecast of gamma radiation dose rate based on mathematical models of ^{137}Cs migration in soil

Vladislav Yu. Golikov

Saint Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance of Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Saint Petersburg, Russia

The work is devoted to the study of the possibility of predicting the gamma dose rate from ^{137}Cs + $^{137\text{m}}\text{Ba}$ radionuclides that fell into the environment as a result of a large-scale radiation accident. Based on existing analytical models of cesium migration on the one hand and natural data on the vertical distribution of cesium in the soils of areas contaminated as a result of the Chernobyl accident on the other, a forecast of the dose rate of gamma radiation in the air over open areas was constructed. The experimental database contained 180 profiles from the Bryansk region of the Russian Federation and about 100 profiles, including global ones, from Bavaria (Germany). To approximate the radionuclide distribution in the soil, solutions of the convective-diffusion equation and the lognormal distribution were used. The best fit to the real distributions of the radionuclide in the soil was the χ^2 distribution, which is a solution of the convective-diffusion equation with an increasing diffusion coefficient, and the lognormal distribution. For both distributions, the dependences of the parameters (diffusion penetration rate and movement rate with soil moisture) on time were found. Assuming the universality of these dependences, a method for their reconstruction in time is proposed, for example, based on once selected profiles of global fallouts. The absorbed dose rate values in the air were calculated for up to 50 years after the fallout. The average difference between the experimental data, expressed as the ratio of the dose rate in the air at a height of 1 m above the soil from the profile of ^{137}Cs + ^{134}Cs radionuclides at time t to the dose rate in the air for radionuclides located on the soil surface from the calculated ones, was 9 % for the Bryansk region and 14 % for Bavaria. The calculated values of the absorbed dose rate in the air were verified using the results of its measurements in the Bryansk region in the period of 3–24 years after the fallout. They coincided with the measured values within 95 % of the measurement error interval throughout the entire measurement time period except for the 8th year after the accident, which confirms the adequacy of the radionuclide distributions in the soil used in the work.

Key words: cesium migration, soil samples, gamma radiation dose, convection-diffusion equation, lognormal distribution.

Conflict of interests

The author declare no conflict of interest.

Sources of funding

The study was not supported by sponsors.

References

- De Cort M, Dubois G, Fridman ShD, Germenchuk M, Izrael YA, Janssens A, et al. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. European Commission report EUR 16737. Luxembourg; 1998.
- Golikov VYu, Balonov MI, Ponomarev AV. Estimation of external gamma-radiation doses to the population after the Chernobyl accident. In: Eds. Balonov MI and Merwin SE. The Chernobyl Papers. Vol. 1. Research Enterprises, Publishing Segment, Richland; Washington; 1993. P. 247-288.
- International Atomic Energy Agency. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group. Vienna: IAEA; 2006.
- World Health Organization. Health Risk Assessment from the Nuclear Accident After the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami, Based on a Preliminary Dose Estimation (World Health Organization, Geneva). 2013. Available from: www.who.int/iris/bitstream/10665/78218/1/9789241505130_eng.pdf [Accessed September 01, 2025].
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2013. Sources and Effects of Ionizing Radiation (2013 Report to the General Assembly, with Annexes), Annex A. Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 Great East-Japan earthquake and tsunami. New York: United Nations; to be published, 2013.
- Jacob P, Prohl G, Likharev IA, Kovgan L, Gluvchinsky R, Perevoznikov O, et al. Pathway analysis and dose distributions. European Commission, Brussels: EUR 16541 EN. 1996; 130 p.
- Golikov VYu, Balonov MI, Jacob P. External Exposure of the Population Living in Areas of Russia Contaminated due to the Chernobyl Accident. *Radiation Environmental Biophysics*. 2002;41(10): 185-193.
- Prokhorov VM. Migration radionuclides in soil. Moscow: Energoizdat; 1981. 98 p.
- Kirchner G. Migration of fallout radionuclides in soil. *Health Physics*. 1998;74(1): 78-65.
- Konshin OV. Mathematical model of ^{137}Cs migration in soil: Analysis of observations following the Chernobyl accident. *Health Physics*. 1992;63(3): 301-306.
- Konshin OV. Applicability of the convection-diffusion mechanism for modeling migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the soil. *Health Physics*. 1992;63(3): 291-300.
- Ramzaev V, Yonehara H, Hille R, Barkovsky A, Mishine A, Sahooe KS, et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;85: 205–227.
- Ramzaev VP, Golikov VYu. Comparison of calculated and measured values of air kerma rate over soil contaminated with ^{137}Cs . *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2015;8(4): 42-51. (In Russian).
- Shutov VN, Bruk GYa, Balonov MI, Parhomenko VI, Pavlov IY. Cesium and strontium radionuclide migration in the agricultural ecosystem and estimation of internal doses to the

Vladislav Yu. Golikov

Saint Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

Address for correspondence: 8, Mira Str., Saint Petersburg, 197101, Russia; E-mail: sg235@rambler.ru

- population. In: The Chernobyl Papers. Vol. I. Eds. by SE Merwin and MI Balonov, Research Enterprises, Richland; 1993. P. 167-218.
15. Kaduka MV, Shutov VN, Bruk GYa, Balonov MI, Brown JE, Strand P, et al. Soil-dependent uptake of ^{137}Cs by mushrooms: experimental study in the Chernobyl accident areas. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;89: 199–211.
 16. Mahonko KP. View of fission product concentration profiles in soil during global and local fallout. In: Radioactive isotopes in soils and plants. Issue 18. Leningrad: Publishing office «Kolos»; 1969. P. 48-56.
 17. Mahonko KP, Chumichev VB. On the penetration of some fission products into the soil. In: Radioactive isotopes in soils and plants. Issue 18. Leningrad: Publishing office «Kolos»; 1969. P. 57-74.
 18. Mathcad 15.0. Parametric Technology Corporation, 2012. Available from: <http://www.ptc.com/product/mathcad/> [Accessed September 01, 2025].
 19. Schimmack W, Steindl H, Bunzl K. Variability of water content and of depth profiles of global fallout Cs in grassland soils and the resulting external gamma-dose rates. *Radiation and Environmental Biophysics*. 1998;37: 27–33.
 20. Ramzaev V, Barkovsky A, Goncharova Yu, Gromov A, Kaduka M, Romanovich I. Radiocesium fallout at the grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands due to the Fukushima accident: the radioactive contamination of soil and plants in 2011. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013;118: 128–142.
 21. Ramzaev VP, Barkovsky AN, Gromov AV, Ivanov SA, Kaduka MV. Fukushima fallout in Sakhalin Oblast of Russia. Report 1: ^{137}Cs and ^{134}Cs in meadow soils. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2018;11(1): 25-42. (In Russian). <https://doi.org/10.21514/1998-426X-2018-11-1-25-42>.
 22. Golikov V, Barkovsky A, Kulikov V, Balonov M, Rantavaara A, Vetikko V. Gamma ray exposure due to sources in the contaminated forest. In: Linkov I, Schell WR (Eds.), Contaminated Forests. NATO Science Series (Series 2: Environmental Security). Dordrecht, Springer, 1999;58: 333–341.
 23. Golikov VYu. Air kerma rate from radionuclides distributed in forest ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2023;270(1): 107283. Available from: DOI: 10.1016/j.jenvrad.2023.107283 [Accessed September 01, 2025].
 24. Dosimeter DRG-01T. Available from: http://dosimeter.ucoz.ru/Ebay/DRG_01T1.pdf [Accessed September 01, 2025].

Received: September 09, 2025

For correspondence: Vladislav Yu. Golikov – Senior Researcher of the Laboratory of Radiation Hygiene of Medical Facilities, Saint Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing (8, Mira Str., Saint Petersburg, 197101, Russia; E-mail: sg235@rambler.ru)
ORCID: 0009-0003-5494-2300

For citation: Golikov V.Yu. Forecast of gamma radiation dose rate based on mathematical models of ^{137}Cs migration in soil. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2026. Vol. 19, No. 1, P. 102–112. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2026-19-1-102-112