

УДК 621.039.58

С.Г. КОЖУХОВ

**МОДЕЛИРОВАНИЕ РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ,
ФОРМИРУЮЩЕЙСЯ ПРИ ВЫБРОСАХ РАДИОНУКЛИДОВ
В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ**

Наличие объектов ядерной энергетики в Санкт-Петербургском регионе свидетельствует об объективно существующей потенциальной опасности радиационных воздействий на людей и окружающую среду. В частности, радиационная опасность в регионе обусловлена наличием: объектов ядерного топливного цикла (ЯТЦ), в том числе атомной электростанции, транспортных и исследовательских атомных реакторов, спецкомбината по переработке и захоронению радиоактивных отходов; радиохимических лабораторий различных классов работ; залежами диктионемовых сланцев, содержащих уран-ториевые руды; мест сброса и захоронения радиоактивных отходов и мате-

риалов; зон радиоактивных выпадений в западных и юго-западных районах региона, произошедших после Чернобыльской аварии.

Для обоснованного применения мер по защите населения, персонала радиационно опасных объектов в условиях нормальной их эксплуатации, а также в аварийных случаях необходима организация процесса выявления и оценки радиационной (радиационно-экологической) обстановки, формирующейся при выбросах радиоактивных веществ в окружающую среду. При этом под радиационной обстановкой понимается совокупность условий и факторов, характеризующихся количественными значениями определенных параметров, в час-

тности уровнями полей бетта—гамма-излучения, объемными и удельными активностями радионуклидов в природной среде. Основным параметром, по которому оценивается в конечном счете радиационный ущерб, т.е. степень снижения жизнедеятельности и здоровья людей, является эквивалентная эффективная доза облучения, а указанные выше параметры являются вспомогательными. Связь между эквивалентной дозой облучения и параметрами радиационной обстановки определяется целым рядом факторов (условиями облучения, характером и радионуклидным составом загрязнения и т.п.) и выражается соответствующими соотношениями.

Создание и развитие автоматизированной системы контроля радиационной обстановки Ленинградской области (АСКРО) [1] невозможно без использования современных технологий в области информационной поддержки принятия решений, что позволит идентифицировать состояние источников радиационной опасности, выявить обстановку и динамику ее изменения в целях обеспечения безопасности человека и управления качеством природной среды. Решение задачи совершенствования АСКРО требует исследования процессов миграции радионуклидов в объектах природной среды (атмосфере, почве и гидросфере) и разработки теоретических положений математического моделирования процессов формирования радиационно-экологической обстановки.

Основными факторами, обуславливающими формирование радиационной обстановки при выбросах радиоактивных веществ в атмосферу, являются: образование и распространение в пограничном слое атмосферы газоаэрозольного радиоактивного облака; радиоактивное загрязнение территории за счет выпадения из облака выброса радиоактивных продуктов; радиоактивное загрязнение открытых водоемов и источников водоснабжения, а также открытых участков кожи и одежды людей. Эти факторы характеризуются одним или совокупностью нескольких измеряемых или вычисляемых параметров, с помощью которых можно оценить эквивалентную дозу облучения. Радиоактивные вещества, попавшие в атмосферу, распространяются под воздействием турбулентной диффузии. По пути их переноса в приземном слое атмосферы происходит внешнее облучение людей, попавших в зону распространения радионуклидов, а также внутреннее облучение, если радиоактивные вещества попадают в организм ингаляционным путем и инкорпорируются в нем.

Изменение объемной активности радионуклидов в атмосферном воздухе описывается

чаще всего на основе подходов, изложенных в [2, 3].

Если предположить, что выброс происходит из точечного источника, а примесь является монодисперсной, то через промежуток времени t после выброса из мгновенного источника, расположенного на высоте H в неподвижной системе координат, когда ось x ориентирована по направлению среднего ветра, а ось z нормальна по отношению к поверхности земли, объемная активность примеси может быть описана следующим выражением:

$$A_0(x, y, z, t) = \frac{Q_0 F}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{(x - ut)^2}{2\sigma_x^2}\right] \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \\ \times \left\{ \exp\left[-\frac{(z - h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z + h)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}, \quad (1)$$

где Q_0 — мгновенный выброс, Бк; u — скорость ветра, м/с; x — расстояние до точки детектирования, м; σ_x , σ_y , σ_z — дисперсия радиоактивной примеси в атмосфере за счет диффузии в направлении осей x , y , z , м; h — эффективная высота, на которую поднимается радиоактивная примесь. Множитель F называют функцией истощения радиоактивного облака за счет радиоактивного распада, гравитационного осаждения и вымывания осадками.

Данное решение основывается на предположении о гауссовом распределении концентрации радиоактивной примеси в атмосфере и зависимости коэффициентов диффузии только от времени. При расчетах объемной активности примеси в атмосфере на небольших расстояниях от источника (до 500 м) эта модель дает наиболее точные результаты по сравнению с другими моделями [3]. При практической реализации модели основным фактором, влияющим на точность расчетов, будет погрешность при определении метеорологических параметров распространения радиоактивной примеси в атмосфере. Кроме того, необходимо учитывать точность определения дисперсии радиоактивной примеси при турбулентной диффузии и функции истощения.

Выброс Q можно считать кратковременным, если его продолжительность сравнима с временем движения выбрасываемой примеси до детектора или превосходит его, но мала настолько, что направление ветра не меняется. Коэффициентом σ_x можно пренебречь, так как скорость переноса радиоактивной примеси с потоком воздуха, перемещаемого ветром, значительно выше скорости диффузии. С учетом вышеизложенного после интегрирования (1) по времени получим

$$A_0(x, y, z) = \frac{QF}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}, \quad (2)$$

где u — скорость ветра на высоте флюгера (10 м), м/с; h — эффективная высота выброса, м.; $h = h_0 + \Delta h_1 + \Delta h_2 - \Delta h_3$; h_0 — геометрическая высота объекта, из которого происходит выброс, м; Δh_1 — высота теплового и инерционного подъема струи, м; Δh_2 — высота основания объекта над уровнем моря, м; Δh_3 — абсолютная высота детектора над уровнем моря, м.

Поправкой Δh_1 можно пренебречь при условии, что температура воздуха не отличается от температуры выбрасываемой примеси и скорость ее истечения мала. Дисперсии радиоактивной примеси σ_y и σ_z зависят от метеорологических характеристик и могут быть определены подбором их значений по табулированным или графическим данным, либо расчетным путем по заданным метеорологическим характеристикам. Метеорологические характеристики, определяющие дисперсию, зависят от категорий погоды, классификация которых основана на степени устойчивости атмосферы [2]–[4].

Функция истощения вводит в расчет поправки на обеднение облака за счет радиоактивного распада f_r , вымывания радиоактивной примеси осадками f_w и гравитационного осаждения примеси f_g :

$$f_r = \exp\left(-\lambda \frac{x}{u}\right); \quad f_w = \exp\left(-\Lambda \frac{x}{u}\right), \quad \Lambda = \beta_0 I;$$

$$f_g = (f_{g0})^{100} \frac{v_g}{u_0} f_{e0} = \exp\left[-\sqrt{\frac{2}{\pi}} 0,01 \int_0^x \frac{dx}{\sigma_z \exp(h_{ef}^2 / 2\sigma_z^2)}\right]$$

Коэффициенты β_0 и v_g зависят от состава дисперской фазы аэрозоля [5].

Основными причинами загрязнения радионуклидами гидросферы являются: выщелачивание радионуклидов из хранилищ при прохождении через них грунтовых вод; смыв талыми и ливневыми водами радионуклидов, содержащихся в почве; негерметичность технологических трубопроводов при приеме и передаче жидких радиоактивных отходов (ЖРО). Загрязнение гидроценозов происходит также при оседании радиоактивных аэрозолей на поверхность открытых водоемов. Все это приводит к изменению значений радиационных параметров гидросферы: мощности дозы ионизирующих излучений; объемной и удельной ак-

тивностей радионуклидов в воде и донных отложениях; уровней загрязнения радионуклидами биотической составляющей гидроценозов (рыб, водорослей, гидробионтов и др.).

Базовая модель формирования радиационно-экологической обстановки основана на методе статистического решения дифференциального уравнения распространения примеси в турбулентной среде. В качестве основных факторов, влияющих на объемную активность радионуклидов в воде (A_B), рассматриваются гидрологические факторы.

Решение уравнения турбулентной диффузии примеси в водной среде при условии нормального распределения примеси имеет вид

$$A_B(x, y, z, t) = \frac{Q}{2\pi\sigma_x(t)\sigma_y(t)\sigma_z(t)u} \times \times \exp\left(-\frac{x_1^2}{2\sigma_x^2(t)} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2(t)} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2(t)}\right), \quad (3)$$

где Q — мощность сброса, Бк; $x_1 = x - ut$, u — скорость течения, м/с; $\sigma_x^2(t)$, $\sigma_y^2(t)$, $\sigma_z^2(t)$ — дисперсия размеров пятна радиоактивного загрязнения, м; $\sigma_x^2(t) = \sigma_y^2(t) = d_\epsilon t^2$, $d_\epsilon = 28\epsilon$, ϵ — скорость диссипации турбулентной энергии; $\sigma_z^2 = 2K_z t$, K_z — коэффициент турбулентности.

Однако такой подход не учитывает целого ряда факторов, влияющих на динамику изменения объемной активности воды. Прежде всего не учитывается перераспределение радионуклидов между компонентами гидроценоза (вода — гидробионты — донные отложения) [6].

После окончания начального рассеяния жидкого сброса в водной среде начинают доминировать процессы, в совокупности определяющие дальнейшее распределение радионуклидов в водоеме и самоочищение воды: изменение активности за счет радиоактивного распада примеси F_R , за счет гравитационного осаждения твердых примесей F_G , за счет сорбции радионуклидов взвесями или донными отложениями F_C , за счет накопления радионуклидов в биотической составляющей гидроценоза F_B .

Учет влияния указанных процессов предлагается произвести введением в базовую модель функции истощения объемной активности, которая будет иметь вид

$$F_2 = F_R F_G F_C F_B. \quad (4)$$

Изменение активности примеси за счет радиоактивного распада определяется выражением

$$F_R = \exp\left(-\lambda_i \frac{x}{u}\right),$$

где x — расстояние до точки детектирова-

ния, м; λ_i — постоянная радиоактивного распада i -го радионуклида, с^{-1} ; u — скорость течения, м/с.

Гравитационное осаждение радиоактивного вещества обусловлено осаждением твердых радиоактивных частиц и природных взвесей, частицы которых в результате сорбции радионуклидов становятся носителями радиоактивности.

Для реальных условий гравитационного осаждения полидисперсных взвесей самоочищение воды под действием этого процесса проекает по экспоненциальной временной зависимости. Как показали результаты исследований, значение константы F_G находится в пределах 10^{-6} – 10^{-4} с^{-1} [7].

Скорость самоочищения воды в результате сорбционных процессов может быть определена по формуле

$$F_C = K_d m_S / [H(1 + K_d \rho_S)],$$

где K_d — равновесный коэффициент распределения активности в системе "вода — донные отложения", $\text{м}^3/\text{кг}$; m_S — скорость отложения взвесей, $\text{кг}/\text{м}^2\cdot\text{с}$; H — средняя глубина водоема, м; ρ_S — концентрация взвесей в воде, $\text{кг}/\text{м}^3$.

Проведенные исследования и наблюдения за радиационными последствиями аварий на объектах ЯТЦ показывают, что обеднение объемной активности воды за счет биологической дезактивации является сложным процессом, зависящим от ряда факторов: от различной биогенной активности радионуклидов; от способности гидробионтов накапливать радионуклиды, находящиеся в определенной химической форме; от избирательного накопления радионуклидов различными органами и тканями гидробионтов; от влияния специфических условий обитания на миграцию гидробионтов и накопление радионуклидов и др.

Определение динамического значения коэффициента F_B , учитывающего влияние биоты на миграцию радионуклидов в гидроценозе, является трудноразрешимой задачей. Однако, учитывая, что время жизни гидробионтов — в основном менее одного года, а их масса со временем не претерпевает значительных изменений, можно считать, что радионуклиды из воды в донные отложения переносятся гидробионтами транзитом. Это позволяет при долгосрочном (более одного года) моделировании миграции радионуклидов в гидроценозе принять значение F_B равным 1. С учетом изложенного модель распространения радионуклидов в водной среде будет представлять собой систему уравнений:

$$A_{B1}(x, y, z, t) = \frac{Q F_2}{2\pi\sigma_x(t)\sigma_y(t)\sigma_z(t)u} \times \\ \times \exp\left(-\frac{x_1^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right);$$

$$A_{B2}(t) = \frac{H}{\lambda} \left[\frac{Q}{V} - (F_R F_G F_C) A_{B1} \right] [1 - \exp(-\lambda t)]; \quad (5)$$

$$A_{B3}(x, y, z, t) = \frac{Q F_R}{2\pi\sigma_x(t)\sigma_y(t)\sigma_z(t)u} \times \\ \times \exp\left(-\frac{x_1^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right),$$

где A_{B1} — объемная активность радионуклидов в воде, $\text{Бк}/\text{л}$; A_{B2} — удельная активность радионуклидов в донных отложениях, $\text{Бк}/\text{кг}$; A_{B3} — удельная активность радионуклидов в биомассе, $\text{Бк}/\text{кг}$; V — объем водоема, м^3 .

По результатам, полученным при машинном моделировании распределения объемной активности воды, определены дозовые нагрузки на человека. При расчете доз внутреннего облучения от возможного потребления морепродуктов выявлено, что существенного радиационного воздействия в этом случае не оказывается. Однако при радиоактивном загрязнении гидроценоза могут формироваться экологически значимые дозовые нагрузки. В этом случае объемная активность воды, удельная активность донных отложений и активность радионуклидов в гидробионтах могут стать основными параметрами, определяющими показатели экологической безопасности и подлежат контролю.

Моделирование аварийных ситуаций (например, в случае сброса ЖРО в прибрежную зону при разгерметизации цистерн) показывает, что радиационно-экологическая обстановка будет развиваться в три стадии.

На первой стадии активность водной среды определяется турбулентным рассеянием массы жидкого сброса. При этом длительность существования явно выраженного участка загрязнения составляет около двух суток. Следующая стадия характеризуется перемешиванием радиоактивного загрязнения по всему объему акватории. В этот период отмечается максимальное содержание радионуклидов во взвесях и гидробионтах, удельная активность которых становится фактором, определяющим радиационно-экологическую обстановку. На последней стадии (около одного года) развития аварии обстановка будет определяться удельной активностью донных отложений.

Основными причинами загрязнения почвы радиоактивными веществами являются: сорбция матрицей почвы радионуклидов из жидких сбросов, образующихся при нарушениях технологии обращения с ЖРО; седиментация радиоактивных аэрозолей и сальтация радиоактивных частиц почвы.

Известно, что мощность дозы ионизирующих излучений и загрязнение биотической составляющей зависят от удельной активности и состава радионуклидов в почве, от биохимических особенностей грунта и физико-химического состояния радионуклидов. В почве радионуклиды в основном находятся в растворимой и нерастворимой формах. Растворимая форма радиоактивных веществ существует в виде катионов, нейтральных и отрицательно заряженных комплексных соединений с растворенными органическими веществами или минеральными компонентами порового раствора. Катионная форма находится в состоянии равновесия адсорбированной по механизму ионного обмена долей радионуклидов в почве. Твердая фаза почвы содержит радиоактивные вещества в обменной и необменной формах. В обменную форму входят радионуклиды, сорбированные по механизму ионного обмена, в необменную — поглощенные частицами почвы по механизму необратимой сорбции.

Формы нахождения радионуклидов в почве определяют механизм их распространения и скорость миграции. Общепринятые модели, используемые для описания динамики изменения удельной активности в почве, учитывают не все факторы, от которых зависит скорость миграции загрязнений. Наиболее предпочтительна модель, предложенная в [8], как наиболее адекватно описывающая реальные процессы. Однако в основе модели лежит описание одномерной диффузии. Модель может быть усовершенствована с учетом трехмерной диффузии при описании процесса миграции каждой из физико-химических форм радионуклидов отдельно [9].

Изменение удельной активности A_1 радионуклидов, находящихся в составе растворимых комплексных соединений в объеме почвы, может быть описано дифференциальным уравнением

$$\begin{aligned} \frac{\partial A_1}{\partial t} + u \frac{\partial A_1}{\partial x} + v \frac{\partial A_1}{\partial y} + w \frac{\partial A_1}{\partial z} = \\ = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_1 \frac{\partial A_1}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_1 \frac{\partial A_1}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_1 \frac{\partial A_1}{\partial z} \right) + \\ + k_1 A_2 - \lambda A_1, \end{aligned} \quad (6)$$

где x, y, z — направления миграции радионуклидов в почве, м; u, v, w — скорости движения

почвенного раствора, м / с; D_1 — коэффициент диффузии комплексного соединения радионуклида в пористой среде; A_2 — удельная активность радионуклидов в катионовой форме, Бк / л; λ — константа скорости радиоактивного распада радионуклида.

Процесс миграции радионуклидов в ионной форме описывается уравнением

$$\begin{aligned} \frac{\partial A_2}{\partial t} + u \frac{\partial A_2}{\partial x} + v \frac{\partial A_2}{\partial y} + w \frac{\partial A_2}{\partial z} = \\ = \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{D_2}{R} \frac{\partial A_2}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{D_2}{R} \frac{\partial A_2}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{D_2}{R} \frac{\partial A_2}{\partial z} \right) - \\ - k_2 A_2 - \lambda A_2, \end{aligned} \quad (7)$$

где R — фактор адсорбционно-десорбционного замедления; D_2 — коэффициент диффузии ионов радионуклида.

Движение необменных форм радионуклидов A_3 в слое почвы может быть описано уравнением с соответствующим коэффициентом миграции D_3 и скоростью движения:

$$\begin{aligned} \frac{\partial A_3}{\partial t} + u_3 \frac{\partial A_3}{\partial x} + v_3 \frac{\partial A_3}{\partial y} + w_3 \frac{\partial A_3}{\partial z} = \\ = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_3 \frac{\partial A_3}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_3 \frac{\partial A_3}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_3 \frac{\partial A_3}{\partial z} \right) + \\ + k_3 A_1 - \lambda A_3. \end{aligned} \quad (8)$$

В приведенных уравнениях k_1, k_2, k_3 — константы скорости соответствующего процесса трансформации радионуклидов.

Долговременное наблюдение за радиационной обстановкой на территории объектов ЯТЦ и анализ литературных данных [10] дают основание утверждать, что в качестве значимого процесса, влияющего на изменение радиационно-экологических параметров внешней среды, следует учитывать ветровую дезактивацию почвы F , которая может быть определена экспериментально. Тогда решение системы уравнений (6)–(8) в гауссовом приближении с учетом ветрового подъема радиоактивной пыли будет иметь вид

$$A_{ni}(x, y, z, t) = \frac{Q F_3}{2\pi\sigma_x(t)\sigma_y(t)\sigma_z(t)} \times \\ \times \exp \left(-\frac{x^2}{2\sigma_x^2(t)} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2(t)} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2(t)} \right), \quad (9)$$

где Q — мощность сброса радиоактивного загрязнения, Бк; $\sigma_x^2(t), \sigma_y^2(t), \sigma_z^2(t)$ — дисперсия размеров пятна радиоактивного загрязнения, м.

Формирование радиационно-экологической обстановки при загрязнении окружающей среды радиоактивными веществами является сложным, трудно поддающимся моделированию процессом, требующим дополнительных исследований распространения и трансформации

различных форм радионуклидов. Однако даже приближенные подходы позволяют прогнозировать изменение обстановки и оценить вклад дозы облучения людей от радиоактивного загрязнения атмосферы, гидросфера и почвы в суммарную дозу.

ЛИТЕРАТУРА

1. Основные положения концепции развития системы защиты населения и территории Ленинградской области от радиационной опасности / В.В. Яковлев, Ю.В. Фокин, В.П. Мамайкин, Д.А. Деларов // Региональная экология. 1997. № 3–4.
2. Руководство по организации контроля за радиоактивностью природной среды в районе АЭС / Под ред. К.П. Махонько. М.: Гидрометеоиздат, 1994.
3. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеоиздат, 1975.
4. Баракаев Ю.Д., Викторов А.Н., Суворов А.П. Радиационные последствия выброса радионуклидов в атмосферу // Атомная энергия. 1990. № 9. С. 161–163.
5. Н.Г. Гусев, В.П. Машкович, А.П. Суворов, Е.Е. Ковалев. Защита от ионизирующих излучений. Т. 2 / М.: Энергоатомиздат, 1983.
6. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. М.: Энергоатомиздат, 1986.
7. Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Exposure of critical groups. Safety series № 57. Procedure and data. Vienna, IAEA, 1982.
8. Коноплев А.В., Голубенков А.В. Моделирование вертикальной миграции радионуклидов в почве (по результатам ядерной аварии) // Метрология и гидрология. 1991. № 10.
9. Бобовникова Ц.И., Махонько К.П., Сиверина А.А. Физико-химические формы радионуклидов в атмосферных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС и их трансформация в почве // Атомная энергия. 1992. № 9. С. 449–454.
10. Махонько К.П. Вертикальный подъем радиоактивной пыли с подстилающей поверхности // Атомная энергия. 1992. № 5.