

16. **Unoki K., Shiomi H.** Method for Removing Radioactive Ruthenium. Пат. заявка 7072295. Япония. Оpubл. 17.03.95.
17. **Hoshikawa T., Sasahira A., Fukazawa T.** Method of Treating Ruthenium and Method and Apparatus for Treating Radioactive Fluid Waste. Пат. заявка 7287096. Япония. Оpubл. 31.10.95.
18. **Derek T., Jones C., Maude J.** Treating off-Gas Containing Ruthenium Tetroxide. Пат. заявка 2345004. Великобритания. Оpubл. 28.06.00.
19. **Shirato K., Watanabe T., Kitamura M.** For Cleaning Volatile Ruthenium Method. Пат. заявка 2304399. Япония. Оpubл. 18.12.90.
20. **Ayabe T.** Method for Removing Ruthenium Tetroxide. Пат. заявка 3100498. Япония. Оpubл. 25.04.91.
21. **Yoneya M., Kawamura K., Torata S.** Method of Separating and Recovering Ruthenium from High-level Radioactive Liquid Waste. Пат. 5437847. США. Оpubл. 01.08.95.
22. **Hasegawa Y., Sato H., Nakamura T.** Treating Device for Volatile Ruthenium on off-Gas. Пат. заявка 1132999. Япония. Оpubл. 25.05.89.
23. **Removal of Radioactive Ruthenium and Cesium from Gases.** Пат. 889554. Великобритания. Оpubл. 14.02.62.
24. **Ayabe T., Tatsugae R.** Recovery of Ruthenium from Radioactive Waste. Пат. заявка 63242934. Япония. Оpubл. 07.10.88.
25. **Brown R.** Airborn Radionuclides Waste Management Reference Document. ENICO-1133, 1983.
26. **Foos J., Lemaire M., Guy A.** Method for Recovering Gaseous Ruthenium with Polyvinyl Pyridine. Пат. заявка 6138292. Япония. Оpubл. 20.05.94.
27. **Imoto Y.** Device for Removing Radioactive Ruthenium. Пат. заявка 4083199. Япония. Оpubл. 17.03.92.
28. **Kouda Y.** Ruthenium Tetroxide Collecting Agent. Пат. заявка 60087855. Япония. Оpubл. 17.05.85.
29. **Gatineau A., Dussarat Ch., Yanagida K.** Removing Method of Volatile Inorganic Noble Metal Compound and Device Therefore. Пат. заявка 2005185961. Япония. Оpubл. 14.07.05.
30. **Vujisic Lj., Nikolic R.** Adsorption of gaseous RuO₄ by Various Sorbents. — In: 17th DOE Nuclear Air Cleaning Conf., 1983, p. 123—130.
31. **Chon K.-S., Park H.-S., Park J.-J.** Method for Removing Ruthenium Compound in Industrial Waste Gas, and Collecting Material. Пат. заявка 10279317. Япония. Оpubл. 20.10.98.
32. **Чебыкин В.В., Маслов В.В., Соснихин В.А.** Способ получения хемосорбента для поглощения продуктов деления ядерного топлива. Пат. заявка 20040136553. — Бюл. «Изобретения. Полезные модели», 2006, № 15, с. 328.
33. **Klein M., Weyers C., Gossens W.** Volatilization and trapping of ruthenium in high temperature processes. — In: 17th DOE Air Cleaning Conf., 1982, p. 371—380.
34. **Sik J., Ho K., Su P.** Method for Collecting Simultaneously Volatile Cesium and Ruthenium Compound Using Mixture of Fly Ash and Ytria. Пат. 100332981. Республика Корея. Оpubл. 04.04.02.
35. **Нахутин И.Е., Поляков А.С., Ананян О.С.** Каталитическое восстановление четырехоксида рутения. — Атомная энергия, 1978, т. 45, вып. 2, с. 116—119.

Поступила в Редакцию 11.04.13

УДК 621.039.586

ПОВЫШЕНИЕ ДОСТОВЕРНОСТИ ИДЕНТИФИКАЦИИ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ НИЗКОЙ АКТИВНОСТИ СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИМ КАНАЛОМ АСКРО

Королев С.А., Лаврухин Ю.Е., Румянцев О.В. (ГЕОХИ им. В.И. Вернадского РАН, г. Москва)

Включение в состав автоматизированной системы контроля радиационной обстановки окружающей среды спектрометрических постов позволяет непрерывно в режиме реального времени получать данные о спектральном составе γ -излучения приземного слоя атмосферы для идентификации и расчета концентрации в воздухе основных техногенных радионуклидов выброса АЭС [1]. Минимальная объемная активность ^{131}I , ^{137}Cs , ^{140}La , измеряемая спектрометром поста за 60 мин с относительной статистической погрешностью 50%, составляет, Бк/м³: 10—12, 6—8, 2—4 соответственно. При содержании техногенного радионуклида в воздухе меньше минимальной измеряемой объемной активности количественная оценка резуль-

татов мониторинга затруднена. Однако обнаружение и надежная идентификация основных техногенных радионуклидов в зоне контроля в совокупности с метеорологическими и синоптическими данными о движении воздушной массы позволяют своевременно определить источник их поступления в атмосферу и его характеристики [2]. Высокая чувствительность сцинтилляционного спектрометра позволяет обнаруживать и классифицировать аномалии γ -фона приземного слоя атмосферы путем статистического анализа полученных данных. Результаты измерений постов обрабатываются с помощью алгоритма «Матрос», основанного на модели пуассоновской статистики выборок счетности в энергетическом диапазоне регистрируемого за 15 мин

γ -спектра [3]. Процедура обработки состоит в выделении на интервале стационарных метеопараметров (3 ч или выборка 12 спектров) аномалий счетности в энергетическом диапазоне характерной линии радионуклида. Обработка спектра проводится в радиометрическом режиме — статистическому анализу подвергаются данные выборок счетности N_{ij} ($i = 1, 2, \dots, 12$) в j -х энергетических диапазонах спектра, содержащих характерные линии ^{131}I , ^{137}Cs , ^{140}La [3].

В зависимости от числа последовательных превышений счетностью N_{ij} установленного порога обнаружения выделенная аномалия классифицируется как не обусловленная наличием техногенного радионуклида, или как предположительное обнаружение в приземной атмосфере ^{131}I , ^{137}Cs , ^{140}La [4]. Теоретические оценки показывают, что обработка данных с помощью алгоритма «Матрос» позволяет за 45 мин (три спектра по 15 мин) обнаруживать с вероятностью $\sim 0,7$ объемную активность ^{131}I , $^{137}\text{Cs} \sim 5 \text{ Бк/м}^3$, $^{140}\text{La} \sim 2 \text{ Бк/м}^3$ при вероятности ложного обнаружения $\leq 0,01$.

Основные трудности применения алгоритма «Матрос» связаны с малой достоверностью идентификации техногенного радионуклида низкой объемной активности, относительно большим временем получения результата, а также невозможностью обработки данных, полученных в условиях атмосферных выпадений [4]. Одним из путей улучшения классификации аномалий является использование спектральной информации. Однако малая концентрация техногенных радионуклидов в приземном слое атмосферы приводит к плохой статистике их пиков полного поглощения, что делает неэффективной обработку спектра общепринятыми методами.

Целью настоящей работы являлось изучение возможности повышения достоверности идентификации техногенных радионуклидов низкой активности посредством использования при обработке спектра метода разделения слабых пиков полного поглощения и мощного фонового континуума (далее метод минимума), предложенного М.В. Гальпериным (ЗАО «КонверСиа») и М.П. Паниным (МИФИ).

В алгоритме принято, что аппаратурный энергетический спектр $Y_0(n)$ (далее E -спектр) состоит из трех компонентов: пика полного по-

глощения (фотопика) $P_0(n)$, фонового континуума $F_0(n)$ и статистического (случайного) шума $N_0(n)$:

$$Y_0(n) = P_0(n) + F_0(n) + N_0(n),$$

где n — номер канала.

Фоновый компонент $F_0(n)$, образованный комптоновским спектром γ -квантов окружающей среды, космического излучения и собственного фона спектрометра, является относительно медленно меняющейся частью спектра, в то время как случайная составляющая $N_0(n)$ представляет высокочастотный статистический шум. На первом этапе обработки исходный спектр разделяется на фоновый и пиковый путем многократной фильтрации статистического шума $N_0(n)$ скользящим сглаживающим фильтром с плечом (числом каналов), соответствующим $1/4$ разрешения в канале. После обработки сглаженный исходный спектр состоит из фотопиков и фонового континуума. На втором этапе проводится их разделение путем многократной итерационной процедуры нелинейного сглаживания. При каждой итерации на ширине, зависящей от разрешения в канале, определяется минимальный итеративный спектр. Новый спектр пиков в данном канале рассчитывается как разность между итеративным спектром и найденным минимальным значением (если она отрицательная, то значения считаются нулевыми). Значения фонового спектра определяются как разница между исходным сглаженным спектром и спектром пиков (при отрицательном значении спектр фона в данном канале считается равным нулю, спектр пиков — исходному). Далее для каждого канала спектра на ширине плеча усреднения вычисляется средний фоновый спектр, его вычитанием из исходного сглаженного рассчитывается новое приближение для итеративного спектра и т.д. Исходный сглаженный спектр является нулевым приближением итеративного спектра. В результате итераций образуется спектр, близкий к нулю, кроме пиковых областей. После отбора пиков по принятым критериям и признакам получали пиковый спектр (G -спектр), используемый для идентификации техногенных радионуклидов.

Изменение формы и характеристик пиков исходного спектра. В результате многократного нелинейного сглаживания изменяются форма исходного E -спектра и геометрические

параметры E -пиков. Полученный G -спектр состоит из частей, расположенных в нескольких энергетических диапазонах ΔE_{lm} , разделенных l - и m -каналами с нулевым содержанием. В диапазонах ΔE_{lm} фонового спектра, как правило, визуально идентифицируются G -пики природных радионуклидов уран-ториевого ряда энергией ~ 238 (^{232}Th), ~ 352 (^{214}Pb), ~ 609 (^{214}Bi), ~ 1120 кэВ (^{226}Ra), не обнаруживаемые на фоновом E -спектре, а также ложные иной природы. Наиболее интенсивные фоновые G -пики соответствуют продуктам распада радона ^{214}Pb и ^{214}Bi . Наличие интерферирующего G -пика ^{214}Pb энергией 352 кэВ существенно ограничивает возможности идентификации ^{131}I по линии 365 кэВ (рис. 1).

Число отсчетов в интервалах G -спектра существенно меньше, чем в соответствующих областях E -спектра: интегральная счетность фонового G -спектра составляет $\sim 20\%$ исходного E -спектра. При большой статистике площадь пика в G -спектре составляет до 75% его площади в E -спектре и уменьшается по мере снижения статистики в E -спектре. Так, площадь пика встроенного в кристалл спектрометра реперного источника ^{241}Am активностью ~ 150 Бк составляет в G -спектре $\sim 40\%$ его площади в фоновом E -спектре. Малой статистике отсчетов E -спектра в области 1600—3000 кэВ соответствуют единичные отсчеты G -спектра. При увеличении времени набора спектра относительное изменение площади реперных пиков ^{241}Am , ^{40}K , ^{208}Tl в E - и G -спектре почти одинаково.

Несмотря на малую статистику, G -пики контрастны на кривой спектра, фоновый конти-

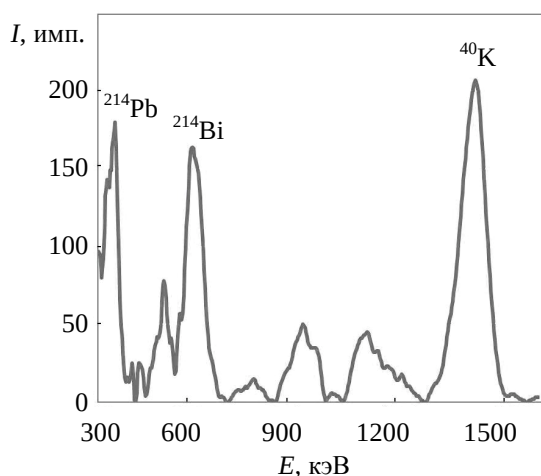
нуум которого минимизирован нелинейным сглаживанием: площадь реперного ^{241}Am составляет $\sim 40\%$ интегральной площади G -спектра (в E -спектре $\sim 20\%$). Разрешение пика в G -спектре зависит от статистики соответствующего пика в E -спектре: при малой статистике происходит некоторое уменьшение разрешения (в пределах $\leq 20\%$), связанное в том числе с изменением характеристик G -пика.

Статистические характеристики выборок счетности в диапазонах G -спектра. Коэффициент корреляции между выборками счетности соответствующих диапазонов фонового E - и G -спектра составляет от 0,01 до 0,3, что свидетельствует о слабой статистической связи фоновых выборок. При увеличении счетности в диапазоне, связанном с внешним радиационным воздействием, например, при выпадении осадков, коэффициент корреляции возрастает до 0,7—0,9.

Проверку вида распределения данных в диапазоне фоновых G -спектров, кэВ: 100—3000 интегральный, 300—420 ^{131}I , 600—720 ^{137}Cs , 300—420 ^{214}Pb , 570—670 ^{214}Bi , 1350—1550 ^{40}K , 1520—1680 ^{140}La проводили в соответствии с ГОСТом [5], что позволяет принять гипотезу об их нормальном распределении. При этом оценка дисперсии D_{ij} во всех диапазонах больше пуассоновской в 2—8 раз, что связано, по-видимому, как с малой статистикой, так и с возможным влиянием нелинейного сглаживания. Максимальное отклонение дисперсии характерно для диапазона ^{214}Pb , что учитывали при выборе статистического критерия для идентификации ^{131}I в G -спектре.

Модельные эксперименты. Непосредственное определение минимальной идентифицируемой активности радионуклида при обработке E -спектра с помощью метода минимума затруднительно из-за невозможности создания полубесконечных источников определенного класса точности. Эти трудности преодолевали путем приведения результатов измерений точечного ОСГИ (^{137}Cs , ^{133}Ba , ^{60}Co) к полубесконечному источнику с использованием уравнения Бека [6].

Поток γ -квантов в эффективном центре NaI(Tl)-кристалла спектрометра задавали изменением расстояния до точечного источника так, что в исследуемом j -м диапазоне E -спектра изменяли фоновую счетность от 3σ (малый поток)



Р и с. 1. Часть фонового G -спектра в диапазоне 300—1500 кэВ

до 35σ. Вероятность обнаружения P_0 малого потока γ-излучения оценивали по результатам обработки E -спектров точечного источника с помощью алгоритма «Матрос» и метода минимума, ложного обнаружения $P_{л.о}$ — по фоновым измерениям в лабораторных и натурных условиях.

Поток γ-излучения в j -м диапазоне считали обнаруженным при регистрации в нем трех (или более) последовательных счетностей, превышающих порог обнаружения. Поток γ-излучения радионуклида при обработке методом минимума считали обнаруженным, если на G -спектре идентифицировали пик его γ-линии. Для каждого радионуклида использовали свой критерий идентификации. При малом потоке γ-квантов ^{137}Cs ошибка идентификации зависит от соотношения площадей в дуплете когерентных линий фонового ^{214}Bi и ^{137}Cs (609 и 662 кэВ соответственно). Поток γ-излучения ^{137}Cs при обработке методом минимума считали обнаруженным с вероятностью $P_0 \sim 1$, когда площадь его пика в G -спектре составляла $\geq 80\%$ суммарной площади дуплета.

Линии 365 кэВ техногенного ^{131}I и 352 кэВ природного ^{214}Pb в E - и G -спектре не разрешаются, поэтому ^{131}I в G -спектре идентифицировали с помощью статистического порогового критерия. В качестве источника, моделирующего линию 365 кэВ короткоживущего ^{131}I , использовали долгоживущий ^{133}Ba с близкой энергией γ-линии 356 кэВ. Поток γ-излучения ^{133}Ba считали обнаруженным за 30 мин (два спектра) с вероятностью $P_0 \sim 1$, если в двух последовательных G -спектрах площадь пика превышала порог $\bar{S}_G + 5\sqrt{\bar{S}_G}$, где $\bar{S}_G$ — средняя площадь G -пиков ^{214}Pb в выборке из предыдущих 12 фоновых спектров.

Алгоритмы сравнивали путем пересчета минимального обнаруживаемого с вероятностью $P_0 \sim 0,7$ (алгоритм «Матрос») и ~ 1 (метод минимума) потока γ-квантов в объемную активность по методике [6].

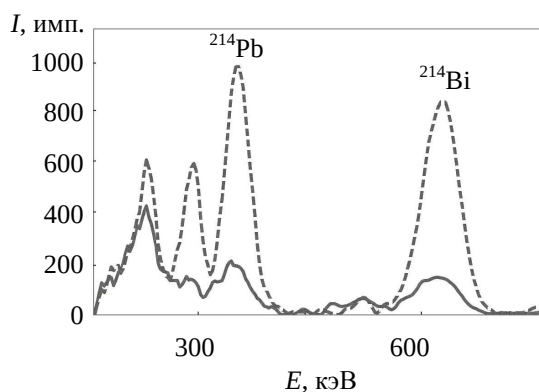
Основные результаты модельных экспериментов. Обработка данных показала, что за 45 мин (три спектра) с помощью алгоритма «Матрос» с вероятностью $P_0 \sim 0,7$ можно обнаружить минимальный поток γ-квантов ОСГИ $^{137}\text{Cs} \sim 1,6 \text{ с}^{-1}$. Оценка соответствующей объем-

ной активности полубесконечного источника ^{137}Cs составила $\sim 5 \text{ Бк/м}^3$. Аналогичная оценка для ^{131}I , полученная с использованием источника ^{133}Ba , составила $\sim 8 \text{ Бк/м}^3$. Обработка спектра с помощью метода минимума позволила за 15 мин идентифицировать G -пик ^{137}Cs с вероятностью обнаружения $P_0 \sim 1$ при минимальном потоке $\sim 6,5 \text{ с}^{-1}$. Оценка эквивалентной объемной активности ^{137}Cs составила $\sim 11 \text{ Бк/м}^3$. Обработка методом минимума обнаруживала ^{133}Ba с вероятностью $P_0 \sim 1$ при минимальном потоке γ-квантов ОСГИ $^{133}\text{Ba} \sim 3 \text{ с}^{-1}$. С учетом разного квантового выхода ^{133}Ba и ^{131}I оценка эквивалентной объемной активности ^{131}I составила $\sim 12 \text{ Бк/м}^3$. Вероятность ложного обнаружения, оцененная по полученным в лабораторных условиях фоновым данным в исследуемых диапазонах с помощью алгоритма «Матрос», не превышала 0,005, методом минимума — $< 10^{-4}$.

В геометрии точечного источника оценивали изменение достоверности обнаружения ^{131}I , ^{137}Cs методом минимума при различных фоновых условиях. Повышение фона в пределах его вариаций в натурных условиях (10—15% среднего) моделировали внесением γ-источника уранинита (урановая смолка). Указанное увеличение фона в диапазоне ^{131}I , ^{137}Cs не приводило к изменению вероятности их идентификации в G -спектре.

Натурные измерения. Исследовали возможность идентификации ^{131}I и ^{137}Cs в период выпадения осадков. Отсутствие в приземной атмосфере техногенных радионуклидов контролировали независимым аспирационным методом. Обработывали E -спектры, измеренные до, в период и после выпадения дождей в количестве от 2 до 50 мм.

В отсутствие осадков на всех фоновых G -спектрах идентифицируются пики радионуклидов уран-ториевого ряда: 352 кэВ (^{214}Pb) и 609 кэВ (^{214}Bi). При выпадении осадков площадь пиков возрастала более чем в 2 раза (рис. 2). После окончания дождя увеличенные площади пиков отмечали спустя 30—45 мин в последующих двух-трех G -спектрах, что совпадает с ранее полученными результатами [3]. При выпадении осадков относительное увеличение фоновой счетности E -спектра в диапазоне ^{131}I составляло до 33σ и классифицировалось алгоритмами как вероятное обнаружение ^{131}I (алгоритм «Мат-



Р и с. 2. Фоновый G-спектр в отсутствие (—) и в период выпадения осадков (- -)

рос») и идентификация ¹³¹I (метод максимума), что соответствует вероятности ложного обнаружения $P_{л.о} = 1$. Относительное увеличение фоновой счетности E-спектра в диапазоне ¹³⁷Cs и ¹⁴⁰La составляло до 12σ и 6σ соответственно и классифицировалось алгоритмом «Матрос» как вероятное обнаружение ¹³⁷Cs и ¹⁴⁰La (вероятность ложного обнаружения равна 1). В G-спектрах пики ¹³⁷Cs и ¹⁴⁰La не идентифицировались (вероятность $P_{л.о} = 0$). Это позволило в период атмосферных выпадений продолжать мониторинг этих радионуклидов с помощью метода минимума. Процедуру идентификации алгоритмами аномалий в диапазоне ¹³¹I прекращали с началом выпадения осадков.

При обработке с помощью алгоритма «Матрос» фоновых данных, полученных в отсутствие осадков в разное время суток и различные сезоны, оценка вероятности ложного обнаружения по методике [4] составила для ¹³¹I, ¹³⁷Cs $\leq 0,01$, для ¹⁴⁰La $\leq 0,001$ за 100 ч непрерывной работы спектрометра. Вероятность ложного обнаружения методом минимума принимали равной 1 при идентификации в фоновом G-спектре пиков ¹³¹I, ¹³⁷Cs и ¹⁴⁰La по приведенным критериям и нулю — при их отсутствии. Из-за неразрешимости пиков ¹³¹I и ²¹⁴Pb решение об обнаружении на фоновом G-спектре пика ¹³¹I принимали по приведенному для ¹³³Ba пороговому статистическому критерию. Оценка вероятности ложного обнаружения ¹³⁷Cs, ¹⁴⁰La $< 10^{-4}$, ¹³¹I — менее 0,005 за 10 000 ч непрерывной работы.

С помощью алгоритма «Матрос» и метода минимума обрабатывали спектры воды, измеренные в районе впадения сбросного канала Кольской АЭС в озеро Имандра (бухта Молочная). По результатам обработки ¹³¹I и ¹³⁷Cs не

обнаружены, поскольку их средняя концентрация в воде меньше минимальной детектируемой активности спектрометром СЕГ-017 [7]. В спектрах донных отложений в губе Молочной в районе сбросного канала методом минимума идентифицирован пик ¹³⁷Cs, составлявший ~60% дуплета с фоновым ²¹⁴Bi, что позволяет использовать спектрометр при оперативном контроле его содержания.

Выводы. Модельные и натурные эксперименты показали, что обработка спектра методом минимума позволяет за 15 мин (один спектр) обнаруживать минимальную объемную активность 11 и 6 Бк/м³ ¹³⁷Cs и ¹⁴⁰La соответственно с вероятностью $P_o \sim 1$ и ложного обнаружения $P_{л.о} < 10^{-4}$. Эта концентрация значительно меньше ДОА_{НАС} по НРБ-99/2009. Минимальная объемная активность ¹³¹I, обнаруживаемая за 30 мин (два спектра) с вероятностью $P_o \leq 1$ и ложного обнаружения $P_{л.о} \leq 0,005$, составляет ≤ 12 Бк/м³, что немного больше ДОА_{НАС}. Высокая достоверность идентификации радионуклида методом минимума достигается при большей минимальной объемной активности по сравнению с обнаруживаемой алгоритмом «Матрос» по предположительному признаку. Обработка спектра методом минимума позволяет не прерывать обнаружение ¹³⁷Cs и ¹⁴⁰La в период выпадения осадков любой интенсивности.

Совместное использование алгоритмов при оперативной обработке данных спектрометрического канала АСКРО повышает надежность обнаружения и классификации техногенного радионуклида низкой активности в приземной атмосфере.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Королев С.А., Лаврухин Ю.Е., Румянцев О.В. Применение дистанционной гамма-спектрометрии в автоматизированных системах контроля выброса АЭС. — Атомная энергия, 2009, т. 106, вып. 1, с. 35—42.
2. Лаврухин Ю.Е., Румянцев О.В. Использование моделируемых источников для измерения радиационных выбросов и расчета характеристик гамма-спектрометров. — Там же, 2008, т. 104, вып. 3, с. 174—177.
3. Королев С.А., Лаврухин Ю.Е., Румянцев О.В. Обнаружение малой концентрации техногенных радионуклидов при мониторинге выбросов АЭС спектрометрическим каналом АСКРО. — Там же, 2010, т. 108, вып. 1, с. 51—60.

4. **Методика** обнаружения малых значений объемной активности техногенных радионуклидов с использованием гамма-спектрометра СЕГ-017 (проект). Руководящий документ. НПО «Тайфун». Обнинск, 2010.
5. **Статистические методы.** Проверка отклонения распределения вероятностей от нормального распределения. ГОСТ ИСО 5479—2002. М.: ИПК Изд-во стандартов, 2002.

6. **Королев С.А., Лаврухин Ю.Е., Румянцев О.В.** Метрологическое обеспечение спектрометрического канала АСКРО. — Атомная энергия, 2010, т. 109, вып. 1, с. 29—34.
7. **Радиационная обстановка** на территории России и сопредельных государств в 2007 году. Ежегодник. НПО «Тайфун». Обнинск, 2008. 212 с.

Поступила в Редакцию 27.09.12

УДК 574:539.1.04:614.73

ОЦЕНКА ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ АТМОСФЕРНЫХ ВЫБРОСОВ РОСТОВСКОЙ АЭС

Шарпан Л.А., Карпенко Е.И., Спиридонов С.И. (ВНИИСХРАЭ РАСХН, г. Обнинск)

Эксплуатация АЭС сопровождается контролем радиационной обстановки на прилегающей к ней территории. На основе измерения содержания долгоживущих радионуклидов в компонентах природной среды и продуктах питания можно оценить дозу внешнего и внутреннего облучения населения. Наряду с такими оценками представляется целесообразным рассчитывать дозу облучения на основе данных, характеризующих радиоактивные сбросы и выбросы АЭС.

Целями настоящей работы являются расчет и сравнение с нормативом дозы облучения населения в результате выбросов Ростовской АЭС.

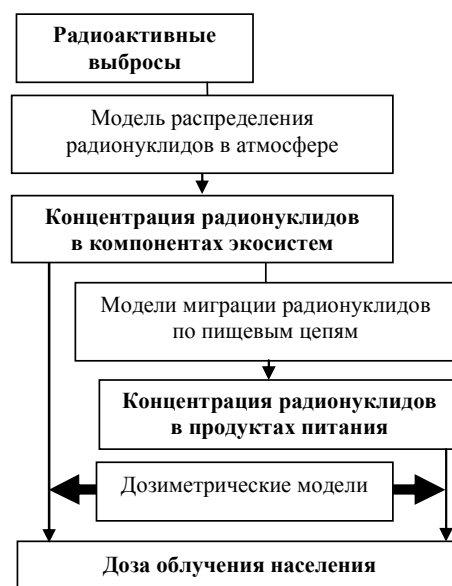
Материалы и методика. При незначительном радиоактивном загрязнении, формируемом штатными радиоактивными выбросами АЭС, рациональным представляется точечный консервативный подход [1]. В рамках этого подхода расчеты проводятся для точки, расположенной в определенном направлении и на определенном расстоянии от источника выброса. Консерватизм оценок заключается в том, что параметры выбираются для условий максимальной концентрации радионуклидов в приземном слое атмосферы. Делается допущение о том, что миграция радионуклидов после осаждения на земную поверхность протекает в этой точке.

В настоящее время разработаны разные методы и модели для оценки последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды. В рамках решения поставленной задачи использовали общие модели расчета влияния выбросов и сбросов предприятий ядерно-промышленного комплекса на население (рис. 1), характеризую-

щиеся оптимальным уровнем сложности и хорошо проработанным параметрическим обеспечением [2].

Атмосферный перенос радионуклидов моделировали с помощью модели Гаусса, адекватной для представления дисперсии постоянных или периодических выбросов на расстояние несколько километров от источника. Возможны два типа осаждения радиоактивных аэрозолей на поверхность почвы — сухое и влажное. Под влиянием совокупности процессов и факторов в атмосферном воздухе в зависимости от расстояния до источника будет формироваться разная концентрация радионуклидов.

Миграционные процессы, обуславливающие формирование дозы внутреннего и внешнего облучения населения и описываемые моделями [2], показаны на рис. 2. Доза облучения



Р и с. 1. Схема расчета дозы облучения населения