

В. В. Перевезенцев

**Газоаэрозольные выбросы
атомных электростанций,
миграция и накопление радионуклидов
в объектах окружающей среды**

*Учебное пособие по дисциплине
«Экология ядерной энергетики»*



Москва

ИЗДАТЕЛЬСТВО
МГТУ им. Н. Э. Баумана

2 0 1 6

УДК 621.039.58

ББК 31.4н

П27

Издание доступно в электронном виде на портале *ebooks.bmstu.ru*
по адресу: <http://ebooks.bmstu.ru/catalog/189/book1288.html>

Факультет «Энергомашиностроение»
Кафедра «Ядерные реакторы и установки»

*Рекомендовано Редакционно-издательским советом
МГТУ им. Н.Э. Баумана в качестве учебного пособия*

*Рецензенты: канд. техн. наук, доцент В. С. Окунев,
д-р техн. наук, профессор Л. В. Точеный*

Перевезенцев, В. В.

П27 Газоаэрозольные выбросы атомных электростанций, миграция и накопление радионуклидов в объектах окружающей среды : учебное пособие по дисциплине «Экология ядерной энергетики» / В. В. Перевезенцев. — Москва : Издательство МГТУ им. Н. Э. Баумана, 2016. — 76, [4] с. : ил.

ISBN 978-5-7038-4248-5

Показаны пути поступления радионуклидов в окружающую среду с газоаэрозольными выбросами атомных электростанций (АЭС). Рассмотрена гауссова модель распространения газоаэрозольного выброса в направлении ветра с учетом воздействия атмосферной турбулентности. Приведены расчетные соотношения для удельной объемной активности радионуклидов. Представлены модели миграции и накопления радионуклидов в природных комплексах. Изложены методики расчетов дозовых нагрузок на население в регионе размещения АЭС.

Для студентов 5-го и 6-го курсов МГТУ им. Н. Э. Баумана, обучающихся по специальности «Ядерные реакторы и материалы».

УДК 621.039.58
ББК 31.4н

ISBN 978-5-7038-4248-5

© МГТУ им. Н. Э. Баумана, 2016
© Оформление. Издательство
МГТУ им. Н. Э. Баумана, 2016

Предисловие

Пособие посвящено вопросам радиационного воздействия радионуклидов газоаэрозольных выбросов атомных электростанций (АЭС) на объекты окружающей среды.

Приведены сведения о наиболее значимых радионуклидах с точки зрения формирования дозовых нагрузок на население в регионе размещения АЭС. Представлены модели распространения радионуклидов газоаэрозольных выбросов в атмосферном воздухе, их выпадения на подстилающую поверхность и накопления в растительности. Рассмотрены камерные модели поступления и накопления радионуклидов в организме человека по пищевым цепочкам (при употреблении в пищу загрязненных радионуклидами продуктов). Изложены методики оценки дозовых нагрузок внешнего и внутреннего облучения населения радионуклидами газоаэрозольных выбросов. Рассмотрены методы очистки газоаэрозольных выбросов АЭС от радиоактивных инертных газов, радиоактивных аэрозолей и изотопов йода. Приведены сведения о системах очистки, радионуклидном составе и мощности газоаэрозольных выбросов на АЭС с ядерными реакторами различных типов.

Издание предназначено для студентов старших курсов, обучающихся по специальности «Ядерные реакторы и материалы». Представленные сведения помогут не только провести корректную оценку уровня радиационного воздействия на население и объекты окружающей среды, но и разработать обоснованные конструкторские решения, направленные на снижение выхода радионуклидов АЭС в окружающую среду. При выполнении выпускной квалификационной работы (дипломного проекта) учебное пособие может использоваться для количественной оценки радиационного воздействия на население и природные комплексы в регионе размещения АЭС.

Целями учебного пособия являются:

- изучение радионуклидного состава, радиационных характеристик радионуклидов газоаэрозольных выбросов АЭС;

- приобретение студентами теоретических знаний и освоение практических навыков расчетов поступления в окружающую среду радионуклидов газоаэрозольных выбросов, их накопления в природных комплексах, формирования дозовых нагрузок на население;
- изучение и освоение моделей переноса радионуклидов газоаэрозольных выбросов в атмосферном воздухе; камерных моделей накопления радионуклидов в объектах окружающей среды; формирования дозовых нагрузок внешнего и внутреннего облучения населения в результате ингаляционного и перорального (по пищевым цепочкам) поступления радионуклидов в организм;
- изучение физических процессов и принципов создания систем очистки газоаэрозольных выбросов АЭС от радионуклидов;
- ознакомление с радиационной обстановкой в регионах размещения АЭС с ядерными реакторами различных типов.

В результате изучения данного учебного пособия студенты будут:

знать радионуклидный состав газоаэрозольных выбросов АЭС и механизмы переноса радионуклидов в атмосферном воздухе, накопления в природных комплексах, формирования дозовых нагрузок на население в регионе размещения АЭС; методы математического моделирования этих процессов; методы и оборудование для очистки газоаэрозольных выбросов от радионуклидов;

уметь разрабатывать модели переноса и накопления радионуклидов АЭС в окружающей среде; выполнять расчеты уровней загрязнения радионуклидами атмосферного воздуха и дозовых нагрузок на население в регионе размещения АЭС; оценивать содержание радионуклидов в сельскохозяйственной продукции и дозовые нагрузки на население по пищевым цепочкам;

владеть методами расчетных оценок поступления радионуклидов АЭС в окружающую среду, переноса и накопления в природных комплексах; методами количественного анализа закономерностей формирования дозовых нагрузок на население и природные комплексы в регионе размещения АЭС; принципами разработки систем очистки газоаэрозольных выбросов АЭС.

Введение

При эксплуатации АЭС образуются многочисленные радионуклиды, появление которых обусловлено как непосредственно процессами деления топливных ядер (продукты деления), так и реакциями активации конструкционных материалов, теплоносителя, примесей в нем и т. д. Определенное количество радионуклидов может попадать в окружающую среду вместе с воздухом системы вентиляции (газоаэрозольные выбросы) и водой системы охлаждения конденсаторов турбин (жидкие сбросы). При нарушении целостности оболочки тепловыделяющего элемента (ТВЭЛ) продукты деления способны выйти в теплоноситель и в результате организованных и неорганизованных протечек в контуре поступить в помещения, где размещено соответствующее оборудование контура циркуляции теплоносителя.

Продукты деления могут оказаться также в объеме конденсатора турбин, откуда удаляются в виде парогазовой смеси эжекторными насосами. Кроме продуктов деления в составе парогазовой смеси присутствуют и продукты активации (радионуклиды, образующиеся в результате реакций поглощения нейтронов конструкционными материалами, теплоносителем, примесями в нем и т. д.).

На АЭС с водо-водяными энергетическими реакторами (ВВЭР) радионуклиды в конденсаторе могут оказаться только в случае протечек из первого контура (контура теплоносителя) во второй контур (паротурбинный тракт). В технологической схеме АЭС с канальным реактором большой мощности (РБМК), где есть непосредственная связь контура многократной принудительной циркуляции (КМПЦ) с конденсатно-питательным трактом (КПТ), радионуклиды переносятся паром из барабана-сепаратора через турбину в конденсатор турбины. Поэтому выход радионуклидов в составе парогазовой смеси из объема конденсатора турбины на АЭС с РБМК существенно превышает соответствующие значения для АЭС с ВВЭР. В связи с этим на АЭС с РБМК высота вентиляционной трубы (~150 м), через которую в атмосферу с вентиляци-

онным воздухом поступают и радионуклиды, существенно больше, чем на АЭС с ВВЭР (~100...120 м).

При прямоточной системе охлаждения конденсаторов турбин радионуклиды попадают в водоем-охладитель в результате протечек загрязненного радионуклидами конденсата в контур технического водоснабжения. Радионуклиды поступают также со сбросами дебалансных вод, вод спецпрачечных и спецдушевых. Радионуклиды газоаэрозольных выбросов и жидких сбросов приводят к загрязнению окружающей среды, накапливаются в природных комплексах и, в конечном счете, формируют дозовые нагрузки на население, проживающее в регионе размещения АЭС.

Поступление радионуклидов в окружающую среду регламентируется Санитарными правилами проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-03), где установлены допустимые суточные выбросы и сбросы, при которых облучаемость населения не превышает выделенной на АЭС дозовой квоты 0,25 мЗв/год (0,2 мЗв за счет газоаэрозольных выбросов и 0,05 мЗв за счет радионуклидов жидких сбросов). На практике дозовые нагрузки на население оказываются существенно меньше дозовой квоты. Непосредственное измерение чрезвычайно низких уровней доз облучения населения представляет достаточно сложную техническую задачу. В этих условиях более точные данные по облучаемости населения могут быть получены расчетным путем с использованием математических моделей распространения и накопления радионуклидов в окружающей среде.

В пособии рассматриваются вопросы миграции, накопления в объектах окружающей среды и формирования дозовых нагрузок на население в регионе размещения АЭС только радионуклидов газоаэрозольных выбросов.

Содержащиеся в газоаэрозольном выбросе АЭС радионуклиды перемещаются и рассеиваются в атмосфере в результате ветрового переноса и турбулентной диффузии, обусловленной наличием в атмосфере достаточно крупных вихрей, взаимодействующих между собой и с поверхностью земли. Истечение из вентиляционной трубы содержащего радионуклиды воздуха приводит к формированию характерного конусообразного факела, аналогичного по структуре выбросам дымовых газов из высотных труб тепловых электростанций. Факел с распределенными в нем радионуклидами представляет собой объемный излучающий источник γ -квантов и

β -частиц, создающий определенную дозу внешнего облучения населения. Кроме того, в результате гравитационного осаждения и турбулентного переноса аэрозольные частицы с радионуклидами оседают на подстилающей поверхности, образуя плоский источник ионизирующих излучений, который формирует дозу внешнего облучения населения. Взвешенные в приземном слое воздуха и содержащие радионуклиды газоаэрозоли при дыхании попадают в организм (ингаляционное поступление) человека и становятся источником внутреннего облучения. Наконец, радионуклиды газоаэрозольного выброса АЭС могут поступать в организм по пищевым цепочкам с загрязненными продуктами питания. При этом также формируется соответствующая доза внутреннего облучения населения.

Таким образом, радионуклиды газоаэрозольных выбросов оказывают комплексное радиационное воздействие на население в регионе размещения АЭС. Дозовые нагрузки формируются путем внешнего облучения от объемного источника — факела, плоского источника выпавших на подстилающую поверхность радионуклидов, а также внутреннего облучения при ингаляционном и с загрязненными продуктами питания (по пищевым цепочкам) поступлении радионуклидов в организм человека.

1. РАДИОНУКЛИДНЫЙ СОСТАВ ГАЗОАЭРОЗОЛЬНЫХ ВЫБРОСОВ АЭС

В окружающую среду (непосредственно в атмосферный воздух) с газоаэрозольными выбросами АЭС поступают радионуклиды — продукты деления топливных ядер и радионуклиды — продукты активации стабильных элементов в поле нейтронного потока.

Очевидно, продукты деления образуются в топливной композиции и могут выйти в объем теплоносителя только при наличии дефектов в оболочках твэлов. За пределы контура циркуляции теплоносителя продукты деления способны выходить в помещения в результате организованных и неорганизованных протечек. Продукты активации элементов теплоносителя, примесей в теплоносителе, продуктов коррозии конструкционных материалов, топливных ядер с образованием трансурановых элементов также могут загрязнять помещения, в которых размещаются элементы контура циркуляции теплоносителя.

Для АЭС с ВВЭР и РБМК механизмы выхода радионуклидов в окружающую среду существенно различаются. Организованные (проектные) и неорганизованные (случайные) протечки теплоносителя из первого контура ВВЭР, испарение и дегазация протечек теплоносителя приводят к выходу радионуклидов в герметичные помещения первого контура. На АЭС с РБМК основным источником радионуклидов является парогазовая смесь, удаляемая из объема конденсаторов турбин эжекторными насосами. В парогазовой смеси присутствуют радиоактивные изотопы газов (РИГ), в основном криптона и ксенона, а также радиоактивный изотоп аргона $^{41}_{18}\text{Ar}$, образующийся в результате реакции (n, γ)-активации в газовом контуре системы охлаждения системы управления и защиты (СУЗ) реактора.

1.1. Радионуклиды — продукты деления и их радиационные характеристики

Из изложенного следует, что для ограничения поступления радиоактивных продуктов деления (ПД) в окружающую среду необходимо уменьшать количество дефектных ТВЭЛов в активной зоне. Через дефекты в оболочках ТВЭЛов ПД выходят в теплоноситель и далее — в герметичные помещения контура циркуляции теплоносителя. Нормативными документами ограничивается доля дефектных ТВЭЛов в активной зоне: в реакторах ВВЭР и РБМК число ТВЭЛов с дефектами типа газовой неплотности (с микротрещинами) не может превышать 1 %, а с более крупными дефектами, допускающими контакт теплоносителя с топливной матрицей, — 0,1 %. Для реакторов на быстрых нейтронах (БН) с натриевым теплоносителем соответствующие значения — 0,2 и 0,02 %. На всех АЭС с различными типами реакторов фактические значения доли дефектных ТВЭЛов в активной зоне существенно меньше установленных пределов.

Все помещения АЭС вентилируются, поэтому радионуклиды, пройдя систему очистки газоаэрозольных выбросов, вместе с вентилируемым воздухом поступают в атмосферу. Очевидно, радионуклидный состав газоаэрозольных выбросов и их мощность зависят от многих факторов: количества и качества дефектов оболочек ТВЭЛов, интенсивности процессов активации элементов в поле нейтронного потока, интенсивности коррозионных процессов конструкционных материалов в потоке теплоносителя, эффективности систем очистки газоаэрозольного выброса АЭС и ряда других. Отметим, что радиоактивный распад также способствует снижению уровня активности радионуклидов, поступающих с газоаэрозольными выбросами в атмосферу через высотную вентиляционную трубу. В газоаэрозольном выбросе АЭС присутствуют радионуклиды с относительно большими (более десятков минут и даже нескольких часов) периодами полураспада, превышающими характерное время перемещения радионуклидов от места их образования до выхода в атмосферу из высотной вентиляционной трубы.

Другим важным фактором, влияющим на характер воздействия радионуклидов на природные комплексы, является вид образующихся при распаде радионуклидов ионизирующих излучений. Вследствие сравнительно малых длин свободных про-

бегов заряженных α - и β -частиц в веществе (даже в воздухе) дозовая нагрузка на природные объекты, в том числе и на человека, формируется в результате излучения инкорпорированных радионуклидов. В то же время радионуклиды — источники γ -квантов — формируют главным образом дозовые нагрузки, полученные в результате внешнего облучения. В табл. 1.1 приведены характеристики радионуклидов — продуктов деления, присутствующих в газоаэрозольных выбросах АЭС и оказывающих существенное влияние на формирование дозовых нагрузок на окружающую среду и население в регионе размещения АЭС.

Таблица 1.1

**Радиационные характеристики
основных радионуклидов — продуктов деления**

Радионуклид	Период полураспада $T_{1/2}$	Энергия γ -квантов, МэВ	Квантовый выход η , %
<i>Инертные радиоактивные газы</i>			
^{133}Xe	5,247 сут	0,081	37,4
^{135}Xe	9,10 ч	0,250	90,1
$^{135\text{m}}\text{Xe}$	15,29 мин	0,527	80,7
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	4,48 ч	0,151	75,5
		0,305	14,0
^{87}Kr	76,31 мин	0,403	48,3
		0,846	7,25
		2,555	13,0
^{88}Kr	2,84 ч	0,196	37,8
		0,830	13,0
		2,392	37,8
<i>Летучие продукты деления</i>			
^{131}I	8,04 сут	0,364	82,4
^{134}Cs	2,062 года	0,796	85,1
		0,605	97,5
		0,569	15,0
^{137}Cs	30,174 года	0,661	85,1
<i>Нелетучие продукты деления</i>			
^{99}Mo	66,02 ч	0,739	12,8
		0,181	6,35
		0,141	4,95
		0,497	90,0

Радионуклид	Период полураспада $T_{1/2}$	Энергия γ -квантов, МэВ	Квантовый выход η , %
^{103}Ru	39,35 сут	0,497	90,00
^{140}La	40,22 ч	0,610	5,85
		1,596	95,47
		0,816	22,52
		0,487	43,43
^{144}Ce	284,31 сут	0,134	10,80

Указанные в табл. 1.1 радионуклиды — продукты деления — служат источниками γ -квантов. В результате тройного деления топливных ядер, которое является достаточно редким событием, может образовываться продукт деления — тритий. Тритий представляет собой сверхтяжелый атом водорода, ядро которого состоит из одного протона и двух нейтронов (^3_1H). В отличие от обычного водорода (^1_1H) тритий является радиоактивным элементом и при распаде с периодом полураспада 12,34 года испускает β^- -частицы со средней энергией $E_{\beta^-} = 5,71$ кэВ. В химическом отношении тритий не отличается от обычного нерадиоактивного водорода и может замещать его в биологических цепочках.

Даже при достаточно низкой энергии β^- -частиц могут сформироваться существенные дозовые нагрузки внутреннего облучения. Отметим, что в РБМК основным источником трития является реакция радиационного захвата на дейтерии, присутствующем в молекуле тяжелой воды $^2_1\text{D}(n, \gamma)^3_1\text{H}$. В реакторах ВВЭР тритий образуется в основном в реакции $^{10}_5\text{B}(n, 2\alpha)^3_1\text{H}$.

1.2. Радионуклиды активации теплоносителя, конструкционных материалов и их радиационные характеристики

Радионуклиды активационного происхождения образуются в результате реакций поглощения нейтронов (n, γ), (n, α) и (n, p) стабильными элементами (табл. 1.2). Активируются элементы тепло-

носителя, примесей в нем, элементы конструкционных материалов и даже топливные ядра с образованием трансурановых элементов с атомными номерами больше 92.

К важнейшим трансурановым элементам, представляющим особую опасность для природных комплексов при их поступлении в окружающую среду, следует отнести нептуний $^{237}_{93}\text{Np}$, плутоний $^{239}_{94}\text{Pu}$, америций $^{241}_{95}\text{Am}$, кюрий $^{242}_{96}\text{Cm}$. Все трансурановые элементы характеризуются очень большими периодами полураспада: от 162 сут у $^{242}_{96}\text{Cm}$ до $2,2 \cdot 10^6$ лет у $^{237}_{93}\text{Np}$.

Таблица 1.2

Характерные радионуклиды, образующиеся в результате реакций активации и поступающие в атмосферный воздух с газоаэрозольными выбросами АЭС

Радионуклид	Период полураспада $T_{1/2}$	Реакция образования	Энергия излучения, МэВ	Квантовый выход η , %
<i>Активированные элементы теплоносителя и примесей в нем</i>				
^{18}N	111 мин	$^{18}\text{O}(n, p)^{18}\text{N}$	0,511(γ)	193,4
^{24}Na	15,01 ч	$^{23}\text{Na}(n, \gamma)^{24}\text{Na}$	2,754(γ) 1,369(γ)	99,87 99,99
^3H	12,34 года	$^2\text{H}(n, \gamma)^3\text{H}$	0,00571(β^-)	100
^{209}Pb	3,31 ч	$^{208}\text{Pb}(n, \gamma)^{209}\text{Pb}$	0,2(β^-)	100
^{210}Po	138,3 сут	$^{210}\text{Bi}(\beta^-)^{210}\text{Po}$	5,3(α)	100
^{41}Ar	1,83 ч	$^{40}\text{Ar}(n, \gamma)^{41}\text{Ar}$	1,29(γ)	99,1
^{42}K	12,4 ч	$^{41}\text{K}(n, \gamma)^{42}\text{K}$	1,52(γ)	17,9
^{14}C	5730 лет	$^{13}\text{C}(n, \gamma)^{14}\text{C}$	0,157 (β^-)	100
<i>Радиоактивные продукты коррозии конструкционных материалов</i>				
^{51}Cr	27,9 сут	$^{50}\text{Cr}(n, \gamma)^{51}\text{Cr}$	0,32(γ) 0,049(γ)	9,83 22,6
^{59}Fe	45,6 сут	$^{58}\text{Fe}(n, \gamma)^{59}\text{Fe}$	1,29(γ) 1,09(γ)	44,1 55,5
^{58}Co	71,3 сут	$^{58}\text{Ni}(n, p)^{58}\text{Co}$	0,81(γ) 0,511(γ)	99,45 30,0
^{54}Mn	303 сут	$^{54}\text{Fe}(n, p)^{54}\text{Mn}$	0,83(γ)	99,9
^{60}Co	5,263 года	$^{60}\text{Ni}(n, p)^{60}\text{Co}$	1,33(γ) 1,17(γ)	99,98 99,87
^{95}Zr	65,5 сут	$^{94}\text{Zr}(n, \gamma)^{95}\text{Zr}$	0,75(γ) 0,72(γ)	55,4 43,7

Отметим, что все трансурановые элементы при радиоактивном распаде излучают ${}^4_2\alpha$ -частицы, поэтому их главная опасность заключается в формировании дозы внутреннего облучения при поступлении в организм человека или других природных комплексов. Радиоактивный изотоп углерода ${}^{14}_6\text{C}$ по химическим свойствам не отличается от стабильного изотопа углерода ${}^{13}_6\text{C}$, входящего в состав биологической ткани, и может замещать в ней его. При этом происходит радиационное повреждающее воздействие ${}^4_2\alpha$ -частиц на молекулы биологической ткани. Таким образом, опасность радиоактивного изотопа углерода ${}^{14}_6\text{C}$, как и трития ${}^3_1\text{H}$, для биологических объектов связана с замещением в биологических молекулах соответствующих стабильных изотопов радиоактивными, ионизирующее излучение которых оказывает повреждающее радиационное воздействие.

Активация элементов водного теплоносителя приводит к образованию радионуклида азота ${}^{18}\text{N}$ со сравнительно большим периодом полураспада. Этот радионуклид может оказаться в окружающей среде и накапливаться в природных комплексах.

В быстрых реакторах с натриевым теплоносителем в составе аэрозолей в атмосферный воздух может поступать радиоактивный изотоп натрия ${}^{24}\text{Na}$ с периодом полураспада около 15 ч.

Все долгоживущие коррозионные радионуклиды являются источниками γ -квантов и присутствуют в газоаэрозольных выбросах только в виде аэрозольных частиц. Эффективность очистки газоаэрозольных выбросов от радиоактивных продуктов коррозии, находящихся в виде агломерированных частиц со средним размером 1 мкм, при использовании фильтров Петрянова-Соколова на основе тонковолокнистых тканей превышает 99 %.

Контрольные вопросы и задания

1. Приведите классификацию радионуклидов газоаэрозольных выбросов с точки зрения физических процессов их образования в ядерных реакторах.

2. В каких формах присутствуют радиоактивные изотопы йода в газоаэрозольных выбросах АЭС?

3. Перечислите наиболее значимые радиоактивные продукты коррозии, присутствующие в газоаэрозольных выбросах АЭС. Напишите ядерные реакции образования этих радионуклидов.

4. Почему мощность газоаэрозольных выбросов по газообразным продуктам деления (РИГ) существенно выше по сравнению с другими радионуклидами?

5. Перечислите все источники образования трития (^3_1H) на АЭС.

6. При каких условиях трансурановые элементы могут проникнуть в объекты окружающей среды?

7. В чем заключается опасность поступления изотопов трития ^3_1H и углерода $^{14}_6\text{C}$ в окружающую среду (атмосферный воздух)?

2. РАСПРОСТРАНЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ГАЗОАЭРОЗОЛЬНОГО ВЫБРОСА В АТМОСФЕРНОМ ВОЗДУХЕ. МОДЕЛЬ РАСЧЕТА УДЕЛЬНОЙ ОБЪЕМНОЙ АКТИВНОСТИ

На АЭС все помещения непрерывно вентилируются, и в вентилируемом воздухе накапливаются радионуклиды. Поток воздуха после системы очистки через высотную вентиляционную трубу выбрасывается в атмосферный воздух (рис. 2.1).

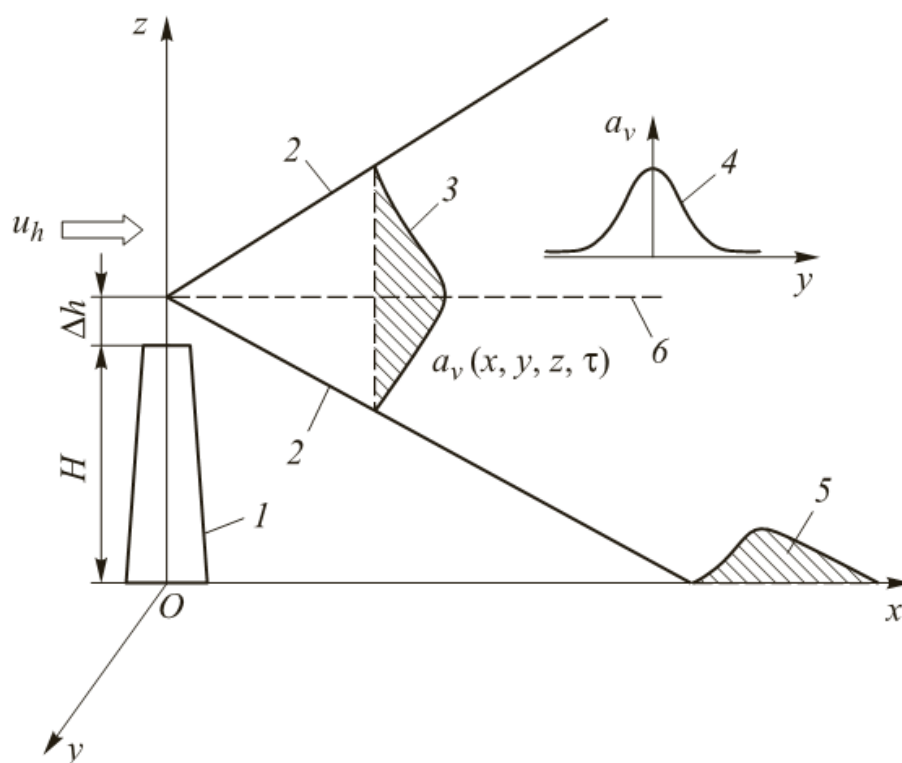


Рис. 2.1. Схема распространения газоаэрозольного выброса АЭС из вентиляционной трубы и формирования удельной объемной активности радионуклидов в атмосферном воздухе: 1 — вентиляционная труба АЭС; 2 — границы факела газоаэрозольного выброса; 3 — распределение удельной объемной активности по высоте (по оси Oz); 4 — распределение удельной объемной активности по оси Oy ; 5 — распределение удельной поверхностной активности (плотность выпадений радионуклидов) по оси Ox ; 6 — ось газоаэрозольного факела

Под воздействием ветра истекающая из вентиляционной трубы вертикальная струя воздуха начинает распространяться в горизонтальном направлении. Эта струя благодаря атмосферной турбулентности (вихревые структуры, взаимодействующие между собой и вовлекающие дополнительные массы воздуха) расширяется как в вертикальном, так и горизонтальном направлении, образуя характерную коническую форму с вершиной в точке начала горизонтального ветрового переноса истекающей из вентиляционной трубы вертикальной струи. При этом происходит разбавление выбрасываемых из вентиляционной трубы газов, содержащих радионуклиды аэрозолей, радиоактивных изотопов йода в различных формах, благодаря которому удельная объемная активность радионуклидов в расширяющейся по мере удаления от вентиляционной трубы по направлению ветра струи (факела газоаэрозольного выброса) уменьшается.

2.1. Гауссова модель формирования распределения радионуклидов газоаэрозольных выбросов АЭС в атмосфере

Одной из наиболее популярных моделей распространения радиоактивной примеси в атмосфере в условиях ветрового конвективного переноса и действия атмосферной турбулентной диффузии является рекомендуемая МАГАТЭ гауссова модель вертикального и горизонтального (в плоскости, перпендикулярной оси вентиляционной трубы) распределения концентрации примеси. В соответствии с гауссовой моделью распределения аэрозольных частиц по высоте и в горизонтальном направлении (в плоскости, перпендикулярной оси вентиляционной трубы) близки к нормальному. Дифференциальное уравнение, описывающее этот в общем случае нестационарный процесс, получено на основе баланса удельной объемной активности с учетом эффектов радиоактивного распада и уноса радионуклидов из газоаэрозольного факела осадками (дождь, снег):

$$\frac{\partial a_v}{\partial \tau} + u_h \frac{\partial a_v}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial a_v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial a_v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial a_v}{\partial z} \right) - \Lambda a_v - \lambda a_v, \quad (2.1)$$

где $a_v \equiv a_v(x, y, z, \tau)$ — удельная объемная активность заданного радионуклида в заданной точке газоаэрозольного факела в момент времени τ ; D_x, D_y, D_z — коэффициенты атмосферной турбулентной диффузии по соответствующим направлениям; u_h — скорость ветра на эффективной высоте выброса; Λ — постоянная вымывания осадками радиоактивной примеси; λ — постоянная радиоактивного распада радионуклида.

В уравнении (2.1) коэффициенты атмосферной турбулентной диффузии не одинаковы по направлениям, что отражает анизотропность атмосферной турбулентности. Соотношения между длительностями процесса газоаэрозольного выброса, стабильностью характеристик погодных условий (направление и скорость ветра, градиент температуры и т. д.) и временем перемещения радионуклидов до точки детектирования определяют различные условия формирования распределений активности радионуклидов в атмосферном воздухе.

Мгновенным называют выброс, длительность которого меньше времени перемещения радионуклидов до точки детектирования x . Мгновенный выброс реализуется, как правило, в аварийных ситуациях на АЭС. Кратковременный выброс длится больше времени перемещения радионуклидов до точки детектирования или его продолжительность соизмерима с этим временем, но меньше периода неизменности погодных условий. Условия облучаемости населения в регионе размещения АЭС будем рассматривать для кратковременных выбросов при нормальной эксплуатации АЭС.

Решение уравнения (2.1) для нестационарного случая (мгновенного выброса) с введением безразмерных поправок на уменьшение активности факела в результате радиоактивного распада, вымывания радиоактивной примеси осадками и гравитационного осаждения дает выражение для удельной объемной активности заданного радионуклида в любой точке системы координат, связанной с основанием вентиляционной трубы, в любой момент времени:

$$a_v(x, y, z, \tau) = \frac{q_0 f_1(x) f_2(x) f_3(x)}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{(x - u_h \tau)^2}{2\sigma_x^2}\right) \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \\ \times \left\{ \exp\left[-\frac{(z - h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z + h)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}, \quad (2.2)$$

где q_0 — мощность выброса данного радионуклида из высотной вентиляционной трубы; $f_1(x)$, $f_2(x)$, $f_3(x)$ — безразмерные поправки (функции истощения газоаэрозольного факела) на уменьшение активности газоаэрозольного факела по заданному радионуклиду вследствие радиоактивного распада, гравитационного осаждения и вымывания осадками газоаэрозольных частиц соответственно; u_h — скорость ветра на высоте выброса; σ_x , σ_y , σ_z — дисперсии координат газоаэрозольных частиц в направлениях осей Ox , Oy и Oz ; h — эффективная высота выброса, $h = H + \Delta h$.

Эффективная высота газоаэрозольного выброса определяется как высота, на которой начинается распространение газоаэрозольных частиц по направлению ветра, и складывается из физической высоты трубы H и дополнительной высоты Δh подъема струи. Подъем струи воздуха над устьем вентиляционной трубы АЭС связан с инерционным движением вертикальной струи из устья вентиляционной трубы и разностью температур выбрасываемого и окружающего атмосферного воздуха. Для оценки высоты подъема струи рекомендовано следующее соотношение:

$$\Delta h = \frac{1,5w_0R}{u_f} \left[2,5 + 3,3gR \frac{\Delta T}{T_s u_f^2} \right], \quad (2.3)$$

где w_0 — скорость истечения газоаэрозольного выброса из устья трубы; R — радиус устья трубы; ΔT — разность температур газов, выходящих из вентиляционной трубы, и окружающего воздуха; T_s — абсолютная температура окружающего воздуха; u_f — скорость ветра на высоте флюгера (10 м).

В приземном слое существенную роль в развитии турбулентности и формировании профиля удельной объемной активности играют силы трения потока воздуха с подстилающей поверхностью. Интенсивность турбулентного переноса в приземном слое в значительной степени определяется микрорельефом подстилающей поверхности. Это влияние учитывается высотой шероховатости z_0 . Высота шероховатости подстилающей поверхности для ряда характерных микрорельефов местности имеет следующие значения:

Тип микрорельефа	Высота шероховатости z_0 , см
Снежный покров, газон высотой 1 см	0,1
Скошенная и низкая трава до 15 см.....	0,6...2
Высокая трава до 60 см.....	4...9
Неоднородная поверхность с чередующимися участками травы, кустарником и т. п.	10...20
Парк, лес высотой до 10 м.....	20...100
Городская застройка	100

Естественно, значения скоростей ветра на эффективной высоте выброса и на высоте флюгера (10 м) существенно различаются. Скорость ветра на эффективной высоте выброса значительно больше по сравнению со скоростью на высоте флюгера. Для определения скорости ветра на заданной высоте используют различные эмпирические соотношения, учитывающие характеристики типов устойчивости погодных условий:

$$u_h = u_f \frac{h^\varepsilon - z_0^\varepsilon}{10^\varepsilon - z_0^\varepsilon}, \quad (2.4)$$

где ε — безразмерный параметр, зависящий от типа устойчивости погодных условий по Пасквиллу — Гиффорду. Шероховатость подстилающей поверхности z_0 в соотношении (2.4) подставляют в метрах.

В стационарных условиях (т. е. при кратковременном выбросе) формируется установившееся распределение удельной объемной активности радионуклидов газоаэрозольного выброса АЭС

$$a_v(x, y, z) = \frac{q_0 f_1(x) f_2(x) f_3(x)}{2\pi\sigma_y\sigma_z u_h} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \\ \times \left[\exp\left(-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]. \quad (2.5)$$

Очевидно, что качественные и количественные особенности формирования распределения активности радионуклидов газоаэрозольных выбросов в значительной степени зависят от погодных условий. К характеристикам погодных условий следует отнести в первую очередь скорость ветра, уровень инсоляции в

дневное время и степень облачности в ночное время, градиент температуры по высоте атмосферного воздуха, флуктуации направления ветра.

Наибольшее распространение в практике расчетов распределений в атмосферном воздухе активности радионуклидов газоаэрозольных выбросов получила классификация устойчивости погодных условий Пасквилла. В классификации Пасквилла выделены шесть типов погодных условий от А до F с возрастанием степени устойчивости. Категорию устойчивости погодных условий определяют по скорости ветра на высоте флюгера (10 м) и визуально по уровню дневной инсоляции и по степени облачности в ночное время. Кроме того, при выборе типа устойчивости погодных условий следует учитывать вертикальный градиент температуры в слое воздуха на высоте 10...60 м. Соответствующие количественные характеристики погодных условий, необходимые при выборе типа устойчивости, получены Пасквиллом и Гиффордом и приведены в справочной литературе. Для расчета удельной объемной активности радионуклидов на основе соотношений (2.2) и (2.5) необходимо располагать данными о дисперсиях координат газоаэрозольных частиц в направлениях осей Ox , Oy и Oz . Значения горизонтальных и вертикальных дисперсий координат газоаэрозольных частиц зависят от типа погодных условий и определяются по соотношениям Смита — Хоскера:

$$\begin{aligned}\sigma_y(x) &= \frac{c_3 x}{\sqrt{1 + 0,0001x}}; \\ \sigma_z(x) &= \begin{cases} f(z_0, x)g(x) & \text{при } f(z_0, x)g(x) \leq \sigma_z^{\max}; \\ \sigma_z^{\max} & \text{при } f(z_0, x)g(x) > \sigma_z^{\max}, \end{cases}\end{aligned}\quad (2.6)$$

где $\sigma_z^{\max}$ — максимальное значение σ_z для данной категории устойчивости погодных условий; z_0 — высота шероховатости подстилающей поверхности, см; x — расстояние от источника газоаэрозольного выброса (оси вентиляционной трубы), м.

Функции $g(x)$ и $f(z_0, x)$ рассчитывают по формулам

$$g(x) = \frac{a_1 x^{b_1}}{1 + a_2 x^{b_2}};$$

$$\begin{cases} f(z_0, x) = \ln \left[c_1 x^{d_1} (1 + c_2 x^{d_2}) \right] & \text{при } z_0 > 10 \text{ см;} \\ f(z_0, x) = \ln \left[c_1 x^{d_1} / (1 + c_2 x^{d_2}) \right] & \text{при } z_0 \leq 10 \text{ см.} \end{cases} \quad (2.7)$$

Константы $a_1, a_2, b_1, b_2, c_1, c_2, d_1, d_2$ в (2.7) зависят от класса устойчивости погодных условий и шероховатости z_0 подстилающей поверхности. Значения указанных параметров для шести характерных классов устойчивости погодных условий по Пасквиллу — Гиффорду и наглядное графическое представление зависимостей $\sigma_y(x)$ и $\sigma_z(x)$ также приведены в справочной литературе. Влияние высоты z_0 шероховатости подстилающей поверхности проявляется в приземном слое атмосферного воздуха. Именно в этой области микрорельеф поверхности земли влияет на характеристики турбулентности, а следовательно, и на формирование распределения радиоактивных аэрозольных частиц. (Значения z_0 для различных типов микрорельефа поверхности земли см. на с. 19.) Отметим, что значения горизонтальных дисперсий $\sigma_y(x)$ монотонно увеличиваются по мере удаления от вентиляционной трубы. В то же время размеры турбулентных молей атмосферной турбулентности ограничены непроницаемостью поверхности земли. Максимальные значения $\sigma_z^{\max}$ для различных типов устойчивости погодных условий следующие:

Тип устойчивости погодных условий	A	B	C	D	E	F
$\sigma_z^{\max}$, м	1600	920	640	400	220	100

Наибольшие значения $\sigma_z^{\max}$ соответствуют самым неустойчивым погодным условиям А.

2.2. Безразмерные поправки (функции истощения газоаэрозольного выброса) на уменьшение активности газоаэрозольного факела

В рамках гауссовой модели не учитываются процессы убывания активности радионуклида в результате его радиоактивного распада, поскольку рассматривается рассеяние примеси, т. е. изменение ее

концентрации в атмосфере, а также гравитационное осаждение и вымывание аэрозольных частиц осадками. Указанные процессы в выражениях (2.2) и (2.5) описываются безразмерными поправками (так называемыми функциями истощения газоаэрозольного факела). Поправка $f_1(x)$ отражает снижение активности заданного радионуклида вследствие радиоактивного распада по мере удаления от вентиляционной трубы:

$$f_1(x) = \exp\left(-\frac{\lambda x}{u_h}\right). \quad (2.8)$$

В выражении (2.8) время перемещения радионуклида до заданной координаты x определяется скоростью ветра на эффективной высоте выброса $\tau = x/u_h$. Значения постоянной радиоактивного распада радионуклидов газоаэрозольных выбросов АЭС приведены в многочисленной справочной литературе.

В дифференциальном уравнении (2.1) член, отражающий уменьшение активности радионуклида в газоаэрозольном факеле в результате вымывания осадками, имеет ту же структуру, что и для радиоактивного распада. Поэтому безразмерная поправка на вымывание осадками также описывается экспоненциальной функцией

$$f_2(x) = \exp\left(-\frac{\Lambda x}{u_h}\right).$$

Постоянная вымывания осадками является линейной зависимостью от интенсивности осадков и определяется на основе выражения $\Lambda = k_r k_0 I$, где k_r — абсолютная вымывающая способность дождя для всех нуклидов (за исключением инертных газов), значение $k_r = 10^{-5}$ ч/(мм·с) характерно для дождя интенсивностью $I = 1$ мм/ч; k_0 — относительная вымывающая способность осадков различных типов.

Радиоактивные инертные газы не растворяются в воде и не адсорбируются твердыми частицами снега. Поэтому они не удаляются из газоаэрозольного факела в результате выпадения осадков, т. е. для РИГ $k_r = 0$.

Приведенные ниже данные показывают, что снегопад по сравнению с дождем в 3 раза интенсивнее очищает атмосферный воздух от радионуклидов:

**Относительная вымывающая способность k_0
осадков различных типов**

Дождь	1,0
Дождь с грозой	1,1
Снег с дождем	2,4
Ливень	2,8
Снег	3,0
Морось	4,5
Туман	5,0

Снижение активности радионуклидов газоаэрозольного выброса происходит также в результате гравитационного выпадения аэрозольных частиц. На этот процесс влияет и атмосферная турбулентность, количественной характеристикой которой в вертикальном направлении является дисперсия $\sigma_z(x)$, т. е. размер турбулентного моля в вертикальном направлении на расстоянии x от вентиляционной трубы. Безразмерная поправка на эффекты гравитационного осаждения аэрозольных частиц с учетом турбулентного переноса в вертикальном направлении определяется на основе выражения

$$f_3(x) = \exp \left[-\sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{v_g}{u_h} \int_0^x \frac{1}{\sigma_z(x)} \exp \left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2(x)} \right) dx \right], \quad (2.9)$$

где v_g — скорость гравитационного осаждения аэрозольных частиц.

Выражение (2.9) показывает, что интенсивность осаждения аэрозольных частиц пропорциональна скорости гравитационного осаждения v_g и обратно пропорциональна скорости ветра u_h в горизонтальном направлении.

Размер турбулентного моля в вертикальном направлении увеличивается по мере удаления от вентиляционной трубы. Этот эффект учитывается процедурой интегрирования в направлении распространения газоаэрозольного выброса (направления ветра) до заданной точки детектирования x .

Скорость сухого гравитационного осаждения аэрозольных частиц на почву следует принимать: для элементарного йода $v_g = 1,0$ см/с; органических соединений йода 0,01 см/с; аэрозольных частиц 0,8 см/с; радиоактивных благородных газов $v_g = 0$.

Контрольные вопросы и задания

1. Дайте краткую характеристику механизмов переноса радионуклидов газоаэрозольных выбросов в атмосферном воздухе.
2. Приведите предпосылки описания распределения активности радионуклидов газоаэрозольных выбросов на основе гауссовой модели рассеяния примеси в атмосфере.
3. Перечислите основные метеорологические параметры, на которых основана классификация погодных условий по Пасквиллу.
4. Как соотносятся между собой расстояния от АЭС, где достигаются максимальные уровни приземной активности радионуклидов газоаэрозольных выбросов для погодных условий категорий А и F?
5. В какое время года выше уровень удельной объемной активности радионуклидов газоаэрозольных выбросов в атмосферном воздухе в регионе размещения АЭС?
6. Графически покажите качественный характер снижения активности изотопов ^{133}Xe ($T_{1/2} = 2,19$ сут) и ^{135}Xe ($T_{1/2} = 9,08$ ч) в факеле газоаэрозольного выброса.
7. Перечислите механизмы уменьшения активности радионуклидов газоаэрозольных выбросов и запишите выражения для соответствующих поправок (функций истощения).
8. Сравните роль вымывания осадками радионуклидов ^{133}Xe и ^{60}Co из газоаэрозольных выбросов АЭС.
9. Как различаются факторы истощения факела газоаэрозольного выброса радионуклидами ^{60}Co и ^{137}Cs в результате их гравитационного осаждения на одинаковом расстоянии от АЭС?

3. МИГРАЦИЯ И НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ГАЗОАЭРОЗОЛЬНОГО ВЫБРОСА АЭС В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

В процессе распространения газоаэрозольного выброса АЭС в атмосферном воздухе аэрозольные частицы с содержащимися в них радионуклидами выпадают на поверхность почвенного слоя или непосредственно на растительность (листовую поверхность или стебель). Выпавшие непосредственно на поверхность почвы радионуклиды в результате физических (диффузии, конвективного переноса с фильтрующей жидкостью и т. д.) и физико-химических (растворения содержащих радионуклиды соединений в почвенной влаге, капиллярного переноса, переноса на коллоидных частицах и т. д.) процессов мигрируют в глубину почвенного слоя и усваиваются корневой системой растения. Далее питательный раствор переносит радионуклиды в надземную часть растения.

Другой путь поступления радионуклидов в надземную часть растения состоит в непосредственном их выпадении на листовую или стеблевую поверхность и частичном усвоении растением этих радионуклидов. Определенная доля таких радионуклидов может переноситься на почву вследствие воздействия дождя и ветра. Кроме того, в конце вегетационного периода в результате отмирания надземной части растения накопленные в ней радионуклиды попадают на поверхность почвы и с наступлением нового вегетационного периода вновь включаются в цикл переноса и накопления в надземной части растения.

3.1. Модель накопления радионуклидов в надземной части растительности

Радионуклиды газоаэрозольного выброса АЭС поступают в надземную часть растения и накапливаются в ней стеблевым и корневым путями. Упрощенная схема процесса переноса и накопления

радионуклидов в надземной части растения может быть представлена в виде трехблочной камерной модели (рис. 3.1).



Рис. 3.1. Структурная схема модели переноса и накопления радионуклидов газоаэрозольного выброса в надземной части растения

Абсолютную активность $A_p(\tau)$ по конкретному радионуклиду, накопленному в надземной части растения в момент времени τ , можно представить в виде произведения удельной массовой активности $a_p(\tau)$ и биомассы $M_p(\tau)$ в тот же момент времени, т. е. $A_p(\tau) = a_p(\tau)M_p(\tau)$. В течение вегетационного периода растение изменяется, удельная массовая активность надземной части растения и ее биомасса также изменяются. Можно записать уравнение, описывающее баланс абсолютной активности рассматриваемого радионуклида, в котором учитываются поступление радионуклида из газоаэрозольного выброса и его удаление на поверхность почвы в результате смыва осадками и выветривания:

$$\frac{dA_p(\tau)}{d\tau} = \frac{da_p(\tau)}{d\tau} M_p(\tau) + \frac{dM_p(\tau)}{d\tau} a_p(\tau) + \frac{dA_0(\tau)}{d\tau} - \frac{dA_c(\tau)}{d\tau}, \quad (3.1)$$

где $A_0(\tau)$ — поступление активности в надземную часть растения из газоаэрозольного выброса; $A_c(\tau)$ — сток активности с надземной части растения в результате воздействия осадков и ветра.

Практический интерес решение этого уравнения представляет только на момент $\tau = T$ уборки урожая сельскохозяйственных культур (укоса травы). Тогда интегрирование уравнения (3.1) поз-

воляет получить соотношение для абсолютной активности $A_p(T)$ надземной части растения на момент уборки урожая

$$A_p(T) = a_p(T)M(T) + A_0(T) - A_c(T). \quad (3.2)$$

С учетом изложенных выше представлений о корневом и стеблевом путях поступления радионуклидов в надземную часть растения выражение (3.2) можно представить в иной форме. Введем коэффициенты накопления радионуклидов корневым путем поступления в надземную часть $k_n^k = a_p/a_n$ (где a_n — удельная массовая активность радионуклида в почвенном слое) и стеблевым $k_n^c = a_p/a_0$ (где a_0 — удельная массовая активность радионуклида в приземном слое воздуха). Тогда выражение (3.2) преобразуется так:

$$A_p(T) = a_n(T)k_n^k M(T) + a_0(T)k_n^c M(T) = k_n a_n(T)M(T), \quad (3.3)$$

где $k_n = k_n^k + \frac{a_0}{a_n} k_n^c$ — коэффициент накопления радионуклида в надземной части растения за вегетационный период.

Таким образом, выражение (3.3) связывает содержание радионуклида в надземной части растения с его удельной массовой активностью в почвенном слое. По существу, трехкамерная модель переноса и накопления радионуклида в надземной части растения трансформировалась в двухкамерную систему. Содержание радионуклидов в почвенном слое после нескольких лет работы АЭС (обычно 2–3 года) стабилизируется и достаточно надежно определяется путем отбора и анализа проб грунта на радионуклидный состав. Естественно, коэффициент накопления k_n может быть определен только экспериментально путем сопоставления концентрации радионуклидов в пробах грунта и надземной части растения.

На основе соотношения (3.3) можно прогнозировать накопление радионуклидов в растениях и оценивать дозовые нагрузки на них. Это позволяет определить возможность радиационного повреждения растительности инкорпорированными радионуклидами. Однако на практике главным образом выполняют расчеты поступления радионуклидов в организм человека по пищевым це-

почкам при употреблении в пищу загрязненной радионуклидами сельскохозяйственной продукции. В этом случае можно использовать трехкамерную линейную цепочку переноса радионуклидов (рис. 3.2). Тогда абсолютная активность радионуклида, поступившего в организм человека по пищевой цепочке, может быть оценена на основе выражения

$$A_{\text{ч}} = k_{\text{н}}^{\text{п} \rightarrow \text{р}} k_{\text{н}}^{\text{р} \rightarrow \text{ч}} a_{\text{п}} M_{\text{ч}}, \quad (3.4)$$

где $M_{\text{ч}}$ — масса загрязненной сельскохозяйственной продукции, употребленной человеком в пищу.



Рис. 3.2. Трехкамерная модель переноса радионуклида в организм человека по пищевой цепочке при употреблении загрязненной сельскохозяйственной растительной продукции

При выращивании сельскохозяйственной продукции на загрязненной радионуклидами территории необходимо по возможности уменьшить накопление их в надземной части растения. Корневой путь поступления радионуклидов зависит от многих факторов, главными из которых являются: структурные характеристики и физико-химические свойства почвы; растворимость в почвенной влаге соединения, в составе которого находится радионуклид; биологические свойства растения.

Следует особо отметить влияние содержания в почве стабильных элементов — аналогов радионуклидов. Поскольку биологические процессы развития растений происходят на уровне химических реакций, усвоение радионуклидов и их стабильных аналогов оказывается практически одинаковым. Поэтому насыщение почвы стабильными элементами — аналогами радионуклидов путем внесения соответствующих удобрений позволяет существенно снизить радиационное загрязнение урожая сельскохозяйственной продукции. Например, аналогом радиоактивного элемента — продукта деления стронция $^{90}_{38}\text{Sr}$ — является стабильный элемент кальций ($^{40}_{20}\text{Ca}$). Следовательно, поступление радиоактивного

стронция в сельскохозяйственную продукцию можно снизить путем внесения содержащих кальций удобрений. Для снижения накопления радионуклида — продукта деления $^{137}_{55}\text{Cs}$ — почву обогащают калийными удобрениями, поскольку стабильный элемент калий ($^{39}_{19}\text{K}$) является химическим аналогом цезия. Таким образом, одним из наиболее эффективных методов снижения накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, выращенной на загрязненной почве, является внесение в нее соединений, содержащих стабильные аналоги радионуклидов.

Корневой путь поступления радионуклидов в надземную часть растения может быть использован в качестве метода биологической дезактивации почвы от радионуклидов. В этом случае загрязненная территория должна быть засеяна травами с достаточно большим коэффициентом корневого накопления радионуклидов. В течение вегетационного периода в надземную часть растения из почвы корневым путем поступают радионуклиды. При этом почва обедняется этими радионуклидами (очищается). Максимальные коэффициенты (около 20) корневого накопления для травянистых растений установлены для изотопов стронция ($^{89}_{38}\text{Sr}$, $^{90}_{38}\text{Sr}$). В конце вегетационного периода растения (травы) с накопленными радионуклидами скашивают и помещают в хранилища низко- или среднеактивных радиоактивных отходов.

К сожалению, коэффициент корневого накопления наиболее распространенных радионуклидов в большинстве луговых трав близок к единице. Таким образом, процесс биологической дезактивации почв обладает малой эффективностью.

3.2. Динамика переноса и накопления радионуклидов газоаэрозольного выброса АЭС в экологической системе «хвойный лес»

Оценка накопления радионуклидов в элементах хвойных деревьев (например, сосны обыкновенной) с последующим расчетом дозовых нагрузок позволит оценить состояние системы в течение всего периода эксплуатации АЭС, а возможно, и с учетом сооружения нового энергоблока на площадке выведенного из эксплуатации после истечения назначенного срока службы. Отметим, что

такую оценку (именно для хвойных лесов) проводят неслучайно. Радиочувствительность хвойных лесов существенно выше (более чем в 5–10 раз), чем лиственных. Среди хвойных пород сосна обыкновенная обладает наименьшей радиорезистентностью. При поглощенной дозе около 2 Гр наблюдаются заметные проявления последствий радиационного воздействия (угнетение роста, интенсивный опад хвои, снижение сопротивляемости повреждениям, наносимым насекомыми-вредителями, повышенная склонность к заболеваниям и др.).

Для качественного и количественного анализа процессов переноса и накопления радионуклидов в хвойном лесу необходимо разработать динамическую модель, отражающую баланс активности в отдельных структурных элементах хвойного дерева.

Выделим следующие структурные элементы хвойного дерева и связанные с ними некоторые элементы биогеоценоза: крону, ствол, корневую систему, почву, опад хвои, покрывающий поверхность почвы. Благодаря покрытию из опада радионуклиды газоаэрозольных выбросов не могут попасть непосредственно на поверхность почвы. На рис. 3.3 представлена структурная схема хвойного дерева и элементов его биогеоценоза, на основе которой будут построены модель переноса и накопления радионуклидов, а затем представлена соответствующая ей система дифференциальных уравнений.

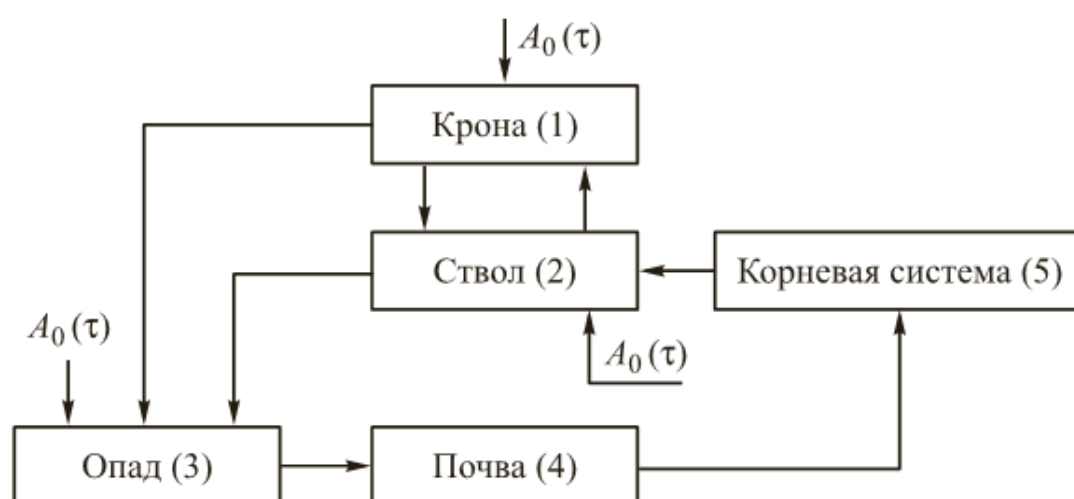


Рис. 3.3. Структурная схема миграции и накопления радионуклидов газоаэрозольного выброса АЭС в хвойном (сосновом) лесу

Радионуклиды газоаэрозольного выброса АЭС по произвольному закону $A_0(\tau)$ поступают на крону (оседают на иголках), ствол и опад. В результате выпадения осадков и действия ветра часть радионуклидов переносится с кроны на опад, другая часть усваивается кроной и попадает в ствол. Отметим, что и со ствола радионуклиды могут поступать в опад (опад коры ствола, смыв дождем, сдув ветром). В результате разложения опада путем диффузии и конвективного переноса с фильтрующейся влагой осадков радионуклиды поступают в почву, откуда потом с питательным почвенным раствором через корневую систему переходят по стволу в крону. На основании изложенного выше качественного описания движения радионуклидов в системе хвойного дерева (сосны обыкновенной) и представленного на рис. 3.3 в виде структурной схемы можно сформулировать следующую систему дифференциальных уравнений, описывающих баланс абсолютной активности конкретного радионуклида в том или ином элементе системы:

$$\begin{aligned}\frac{dA_1(\tau)}{d\tau} &= k_1 A_0(\tau) + f_{21} A_2(\tau) - f_{12} A_1(\tau) - f_{13} A_1(\tau) - \lambda A_1(\tau); \\ \frac{dA_2(\tau)}{d\tau} &= k_2 A_0(\tau) + f_{12} A_1(\tau) - f_{21} A_2(\tau) - f_{23} A_2(\tau) - \lambda A_2(\tau); \\ \frac{dA_3(\tau)}{d\tau} &= k_3 A_0(\tau) + f_{12} A_1(\tau) + f_{23} A_2(\tau) - f_{34} A_3(\tau) - \lambda A_3(\tau); \quad (3.5) \\ \frac{dA_4(\tau)}{d\tau} &= f_{34} A_3(\tau) - f_{45} A_4(\tau) - \lambda A_4(\tau); \\ \frac{dA_5(\tau)}{d\tau} &= f_{45} A_4(\tau) - f_{52} A_5(\tau) - \lambda A_5(\tau).\end{aligned}$$

Система дифференциальных уравнений (3.5) содержит коэффициенты k_i ($i = 1, \dots, 3$), отражающие особенности поступления радионуклидов в элементы системы дерева (крона, ствол, опад) из блока газоаэрозольного выброса. Кроме того, для описания переноса радионуклидов из камеры i в камеру j ($i \neq j$) используются соответствующие функции перехода f_{ij} .

Во всех элементах системы дифференциальных уравнений (3.5) учитывается радиоактивный распад. Однако для представляющих особый интерес долгоживущих радионуклидов роль радиоактивного распада относительно невелика из-за малости постоян-

ной радиоактивного распада λ . Для получения количественной информации о накоплении радионуклидов газоаэрозольного выброса в отдельных компонентах хвойного дерева в течение всего периода эксплуатации АЭС необходимо располагать характерными значениями k_i ($i = 1, \dots, 3$) и f_{ij} . Получить их можно только экспериментальным путем. Суть методики определения указанных величин заключается в следующем. Периодически с достаточно большим временным интервалом (несколько лет) одновременно отбирают пробы всех компонентов лесного биогеоценоза (хвои, ствола дерева, опада, почвы, корневой системы) и определяют содержание в них каждого исследуемого радионуклида. Таким образом получают несколько дискретных значений активностей конкретного радионуклида в отдельные моменты времени эксплуатации АЭС. Далее путем подбора коэффициентов k_i ($i = 1, \dots, 3$) и функций перехода f_{ij} в системе дифференциальных уравнений (3.5) добиваются полученных численно активностей элементов хвойного дерева, близких к соответствующим дискретным экспериментальным значениям. На рис. 3.4 показаны результаты моделирования на основе системы дифференциальных уравнений (3.5) динамики изменения активности отдельных элементов лесного хвойного биогеоценоза при разовом поступлении радиоактивного загрязнителя (радионуклида стронция ^{90}Sr) в течение времени эксплуатации энергоблока.

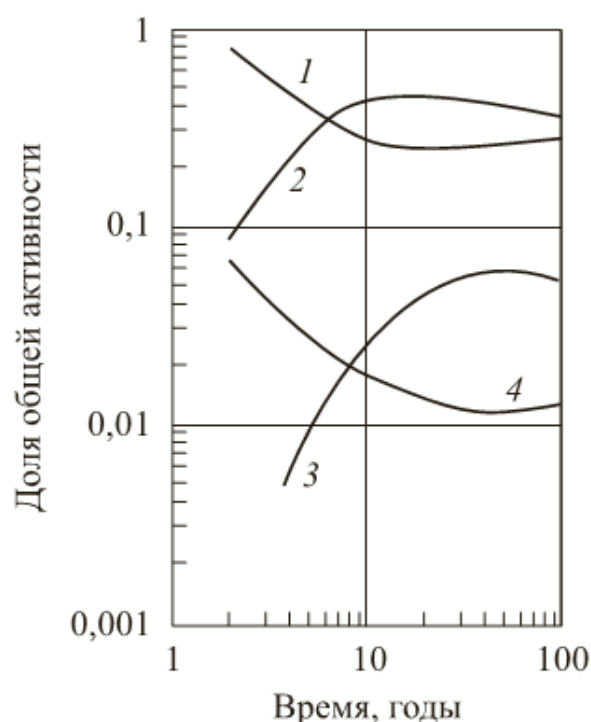


Рис. 3.4. Результаты моделирования динамики накопления радионуклида стронция ^{90}Sr в сосновом лесу при разовом поступлении в атмосферный воздух:
1 — опад; 2 — почва (0...5 см);
3 — древесина; 4 — хвоя

Представленные на рис. 3.4 данные показывают, что основным депозитарием радионуклидов в хвойных лесах является опад (хвоя, фрагменты коры ствола). С использованием высокочувствительной аппаратуры через 10 лет эксплуатации энергоблока в опаде обнаруживаются практически все долгоживущие радионуклиды, однако их удельная массовая активность чрезвычайно мала. Так, удельная массовая активность коррозионных радионуклидов марганца ^{54}Mn не превышает 2,0 Бк/кг, а кобальта ^{60}Co — 13 Бк/кг. В то же время удельная массовая активность естественного радионуклида калия ^{40}K достигает 55 Бк/кг. При разложении опада радионуклиды мигрируют в глубину почвенного слоя. В пробах хвои были зафиксированы как продукты деления (^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs), так и радиоактивные изотопы продуктов коррозии конструкционных материалов (^{54}Mn , ^{60}Co). Их активность также оказалась незначительной (не более 3...4 Бк/кг). Благодаря низким уровням активности дозовые нагрузки даже на хвойные леса, отличающиеся повышенной радиочувствительностью по сравнению с лиственными, незначительны.

3.3. Камерная модель накопления радиоактивных изотопов йода в организме человека при употреблении загрязненных молока и мяса коровы

Радионуклиды, поступающие в организм человека по пищевым цепочкам при употреблении загрязненных продуктов, избирательно накапливаются в конкретных органах человека. Органы, в которых происходит накопление основной доли определенного радионуклида, называются критическими относительно этого радионуклида.

Для оценки дозовых нагрузок на критические органы человека необходимо располагать данными о значениях удельных массовых активностей тех или иных радионуклидов в соответствующих критических органах. Методики таких оценок основаны на использовании камерных моделей, в которых для определения активности радионуклида в последующей камере по сравнению с предыдущей используются коэффициенты накопления данного радионуклида.

Радиоактивные изотопы йода (прежде всего изотоп ^{131}I) в результате метаболизма (биологических процессов обмена) в основ-

ном концентрируются в щитовидной железе — важном для жизнедеятельности человека органе. Масса этого органа невелика и составляет около 20 г, поэтому даже относительно небольшое содержание радиоактивного йода может сформировать значительную дозовую нагрузку. Основные пути поступления радиоактивных изотопов йода в организм человека — ингаляционный и пероральный, связанный с употреблением в пищу молока коровы и, в меньшей степени, мяса. Рассмотрим пероральный путь поступления радиоактивных изотопов йода в организм человека по молочной и мясной пищевым цепочкам с использованием камерных моделей (рис. 3.5).

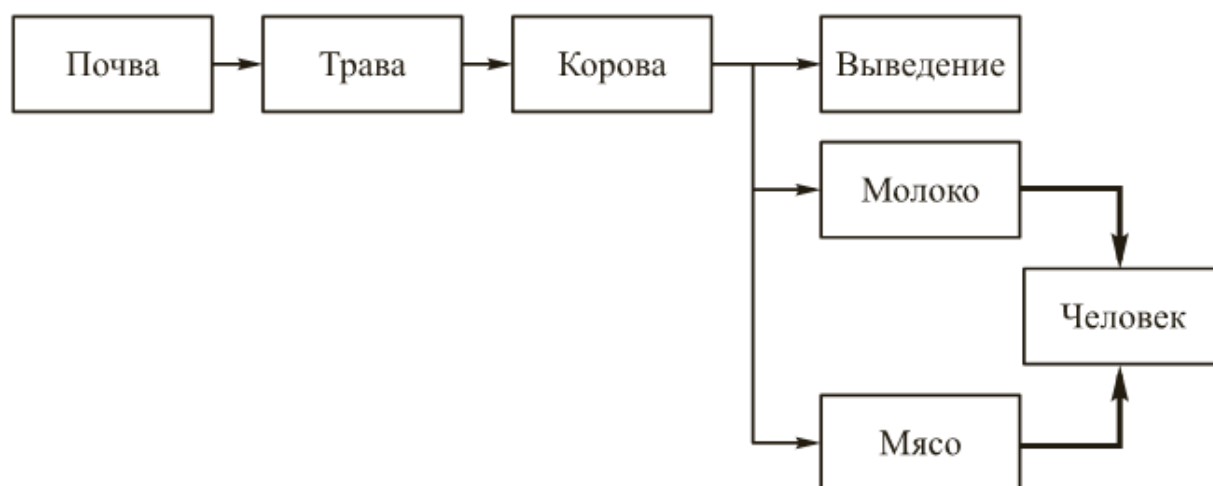


Рис. 3.5. Принципиальная схема поступления и накопления радиоактивных изотопов йода в организм человека по пищевым цепочкам при употреблении молока и мяса коровы

В камерных моделях поступление радионуклида из одной камеры в другую описывается коэффициентами накопления, содержащими всю количественную информацию об этом переходе. Радионуклиды (в том числе радиоактивные изотопы йода) газоаэрозольных выбросов АЭС накапливаются на пастбищах и корневым и стеблевым путями поступают в травяной покров. В результате корова употребляет траву с содержащимися в ней радиоактивными изотопами йода. В организме животного вследствие метаболических процессов происходит перераспределение радионуклидов, определенная доля которых накапливается в молоке и мясе. Безусловно, в процессе жизнедеятельности часть радионуклидов выводится наружу, не участвуя в формировании дозовых нагрузок на человека. На основании представленной на рис. 3.5 структурной схемы поступления радионуклидов йода в организм человека по

пищевым цепочкам при употреблении в пищу молока и мяса коровы можно представить системой соотношений с использованием коэффициентов накопления для количественного описания перехода радионуклида из одной камеры в другую:

$$\begin{aligned}
 a_T &= k_H^{П \rightarrow Т} a_П; \\
 A_K &= k_H^{Т \rightarrow К} a_T M^{Т \rightarrow К}; \\
 A_{\text{МОЛ}} &= k_H^{К \rightarrow \text{МОЛ}} A_K; \\
 a_{\text{МОЛ}} &= A_{\text{МОЛ}} / M_{\text{МОЛ}}; \\
 A_{\text{МОЛ}}^Ч &= k_H^{\text{МОЛ} \rightarrow Ч} a_{\text{МОЛ}} M_{\text{МОЛ}}^Ч,
 \end{aligned} \tag{3.6}$$

где a_T , $a_П$ — удельные массовые активности радиоактивных изотопов йода в траве и почве пастбищ соответственно; A_K , $A_{\text{МОЛ}}$, $A_{\text{МОЛ}}^Ч$ — абсолютные активности радиоактивных изотопов йода, введенных в камеры «корова», «молоко» и «человек»; $k_H^{П \rightarrow Т}$, $k_H^{Т \rightarrow К}$, $k_H^{К \rightarrow \text{МОЛ}}$, $k_H^{\text{МОЛ} \rightarrow Ч}$ — коэффициенты накопления радиоактивных изотопов йода в траве при переходе из камеры «почва», в корове при переходе из камеры «травя», в молоке при переходе из камеры «корова», в организме (главным образом, в щитовидной железе) человека при переходе из камеры «молоко» соответственно; $M^{Т \rightarrow К}$ — масса травы, съеденной коровой; $a_{\text{МОЛ}}$ — удельная массовая активность радиоактивных изотопов йода в молоке; $M_{\text{МОЛ}}$, $M_{\text{МОЛ}}^Ч$ — масса молока, полученного от коровы (удой), и масса молока, употребленного в пищу человеком соответственно.

В случае поступления радиоактивных изотопов йода в организм человека по пищевой цепочке при употреблении мяса коровы система соотношений (3.6) изменится следующим образом:

$$\begin{aligned}
 a_T &= k_H^{П \rightarrow Т} a_П; \\
 A_K &= k_H^{Т \rightarrow К} a_T M^{Т \rightarrow К}; \\
 A_{\text{МЯС}} &= k_H^{К \rightarrow \text{МЯС}} A_K; \\
 a_{\text{МЯС}} &= A_{\text{МЯС}} / M_{\text{МЯС}}; \\
 A_{\text{МЯС}}^Ч &= k_H^{\text{МЯС} \rightarrow Ч} a_{\text{МЯС}} M_{\text{МЯС}}^Ч,
 \end{aligned}$$

где $a_{\text{мяс}}$ — удельная массовая активность мяса коровы; $A_{\text{мяс}}$, $A_{\text{мяс}}^{\text{ч}}$ — абсолютные активности радиоактивных изотопов йода, введенных в камеры «мясо коровы» и «человек»; $k_{\text{н}}^{\text{к} \rightarrow \text{мяс}}$, $k_{\text{н}}^{\text{мяс} \rightarrow \text{ч}}$ — коэффициенты накопления радиоактивных изотопов йода в мясе коровы при переходе из камеры «корова» и в организме (главным образом, в щитовидной железе) человека при переходе из камеры «мясо коровы» соответственно; $M_{\text{мяс}}$, $M_{\text{мяс}}^{\text{ч}}$ — масса мяса, полученного от коровы (продуктивность), и масса мяса, употребленного в пищу человеком соответственно.

Контрольные вопросы и задания

1. С использованием камерных моделей составьте выражение для активности заданного радионуклида, поступившего в организм человека при употреблении в пищу загрязненных продуктов питания растительного происхождения. Содержание в почвенном слое заданного радионуклида известно.
2. Как можно снизить интенсивность накопления радионуклидов АЭС в растительной сельскохозяйственной продукции?
3. В чем заключается сущность биологической дезактивации почв? Как можно повысить эффективность этого процесса?
4. Перечислите основные пути поступления радиоактивных изотопов йода в организм человека.
5. Каким образом учитываются особенности выпадения радионуклидов из газоаэрозольного выброса на различные структурные элементы хвойного дерева в динамической модели накопления радионуклидов экологической системы «хвойный лес»?

4. МЕТОДЫ ОЧИСТКИ ГАЗОАЭРОЗОЛЬНЫХ ВЫБРОСОВ АЭС ОТ РАДИОНУКЛИДОВ

Дозовые нагрузки на население в регионе размещения АЭС и содержание радионуклидов в природных комплексах жестко регламентируются. Газоаэрозольные выбросы АЭС подвергаются очистке от радионуклидов перед поступлением их в атмосферный воздух из высотной вентиляционной трубы. Состав газоаэрозольных выбросов АЭС можно разделить на три группы: 1) радиоактивные инертные газы — изотопы криптона и ксенона, а также радиоактивный изотоп аргона ^{41}Ar ; 2) аэрозоли, содержащие радионуклиды (прежде всего, радиоактивные продукты коррозии); 3) семейство радиоактивных изотопов йода.

Радионуклиды указанных групп обладают различными физико-химическими свойствами и существуют в разных агрегатных состояниях. Поэтому системы удаления этих радионуклидов перед выбросом в атмосферный воздух должны быть комбинированными и построены на основе разных принципов снижения активности. Радиоактивные инертные газы не могут удерживаться механической фильтрацией или в результате связывания химическими реакциями. По сути, снижение активности РИГ может быть достигнуто только на основе закона радиоактивного распада при увеличении времени пребывания в системе очистки до выброса в атмосферный воздух.

Аэрозоли представляют собой твердые или жидкие мелкие частицы, содержащие радионуклиды. Для удержания таких частиц необходимо использовать механические фильтры. Снижение активности радиоактивных изотопов йода возможно за счет эффектов их физической сорбции некоторыми веществами, например углем, особенно его активной формой (активированным углем). Кроме того, отдельно или дополнительно к физической сорбции можно использовать химическую активность йода и связывать его путем химических реакций с внедренными в фильтры химическими элементами. Как в первом, так и во втором случае часть радио-

активных изотопов йода остается в пределах соответствующих фильтров, и через вентиляционную трубу в атмосферный воздух выбрасывается меньшее их количество.

4.1. Снижение активности радиоактивных инертных газов в газоаэрозольных выбросах АЭС

Как отмечалось выше, для уменьшения активности РИГ используется принцип увеличения времени выдержки насыщенного радионуклидами воздуха в системе очистки перед выбросом в атмосферу. В соответствии с законом радиоактивного распада активность любого радионуклида снижается по экспоненциальному закону $a_i \sim \exp(-\lambda_i \tau)$, где λ_i — постоянная радиоактивного распада i -го радионуклида. Следовательно, увеличение времени τ пребывания радионуклида в системе очистки перед выбросом в атмосферный воздух позволяет снизить активность газоаэрозольного выброса по i -му радионуклиду. Для увеличения времени пребывания радионуклида в системе очистки поток газа (вентилируемого воздуха в помещениях АЭС) пропускают через камеры выдержки — герметичные устройства довольно большого объема (2000...3000 м³) с лабиринтными внутрикорпусными устройствами (рис. 4.1). Лабиринтные устройства увеличивают время пребывания воздуха с радионуклидами внутри камеры выдержки, позволяя тем самым существенно снизить уровни активности поступающих в атмосферный воздух радионуклидов.

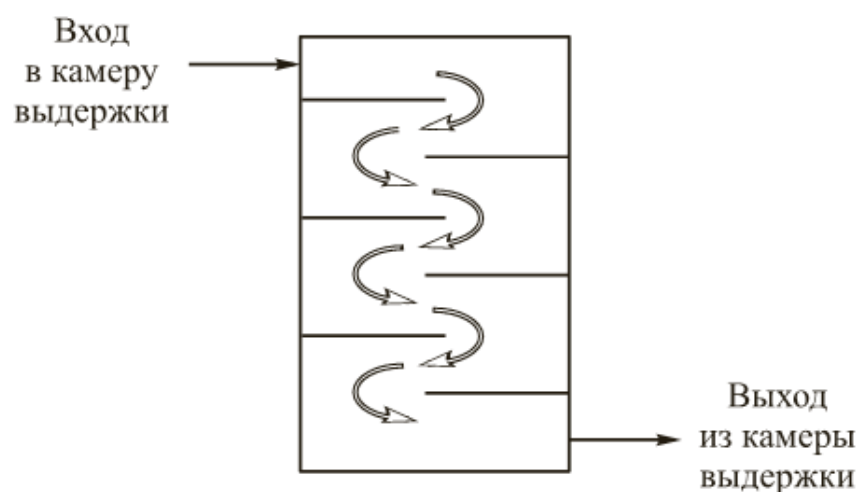


Рис. 4.1. Принципиальная схема камеры выдержки для снижения активности РИГ

Время пребывания радионуклидов в камере выдержки определяется ее объемом и объемным расходом воздуха на входе в камеру: $\tau = V/Q$ (где V — объем камеры выдержки; Q — объемный расход вентилируемого воздуха на входе в камеру). Существуют погрешности определения времени τ , возникающие в результате отклонения расхода вентилируемого воздуха от проектного значения, например вследствие подсоса воздуха через возможные неплотности и образования застойных зон в камере выдержки.

Поскольку прогноз радионуклидного состава и мощности выброса радионуклидов в атмосферный воздух в значительной степени определяется надежностью оценки τ , разработан ряд методик ее повышения. Например, время выдержки τ можно определить непосредственно из соотношения $a_i = a_{i0} \exp(-\lambda_i \tau)$ путем измерений активностей i -го радионуклида на входе a_{i0} и выходе из камеры выдержки a_i . Однако в результате существенных флуктуаций величин a_{i0} и a_i возникают большие погрешности определения времени пребывания радионуклида в камере выдержки. Более надежным оказался способ, основанный на измерениях активностей двух радиоактивных изотопов (как правило, криптона Kr либо ксенона Xe) с существенно различающимися периодами полураспада. Для двух радиоактивных изотопов i и j можно записать соотношения между измеренными активностями на входе и выходе из камеры выдержки

$$\begin{aligned} a_i &= a_{i0} \exp(-\lambda_i \tau); \\ a_j &= a_{j0} \exp(-\lambda_j \tau). \end{aligned} \quad (4.1)$$

Из выражений (4.1) можно получить соотношение для оценки времени пребывания радионуклидов в камере выдержки:

$$\tau = \frac{1}{\lambda_i + \lambda_j} \ln \left(\frac{a_{i0} a_{j0}}{a_i a_j} \right). \quad (4.2)$$

Соотношение (4.2) позволяет достаточно корректно определить время пребывания радионуклидов РИГ в камере выдержки, а следовательно, надежно оценить мощность выброса в атмосферный воздух этих радионуклидов. Отметим, что после камеры выдержки не только снижается общая активность в потоке воздуха

радионуклидов, но и изменяется их состав. Поток обогащается радионуклидами с относительно большими периодами полураспада. Короткоживущие радионуклиды за время пребывания в камере выдержки в значительной степени успевают распасться. Таким образом, на выходе из камеры выдержки поток воздуха обогащается долгоживущими радионуклидами. При проектных расходах воздуха характерные значения времени пребывания радионуклидов в камерах выдержки составляют около 10...12 ч.

Еще один способ увеличения времени пребывания РИГ в системе очистки основан на явлении физической адсорбции (без каких-либо химических реакций) газов на поверхности твердого тела. Наибольшая эффективность этого процесса характерна для активированного угля. Активированный уголь получают путем пиролиза некоторых сортов каменного угля, торфа, дерева и ряда других материалов. На отечественных АЭС в радиохроматографических колоннах используется уголь марки СКТ-3 (торфяной уголь сернисто-калиевой активации, имеющий ультрамикропористую структуру).

Содержащий радионуклиды воздух пропускают через радиохроматографическую колонну, заполненную углем пористой структуры с развитой внутренней поверхностью (рис. 4.2). По мере продвижения потока воздуха через колонну происходит адсорбция радионуклидов на твердой поверхности угольного заполнителя. При этом вследствие разной интенсивности адсорбции различных газов в смеси ее состав изменяется. Фронт концентраций разделяемых газов постепенно сдвигается к выходу из колонны, где заканчивается процесс разделения.

В течение времени смещения фронта концентраций происходит процесс радиоактивного распада с уменьшением активности каждого радионуклида. Этот метод также основан на законе радиоактивного распада. Снижение активности каждого радионуклида в составе РИГ определяется продолжительностью движения фронта разделения газовой смеси до выхода из колонны. Коэффициент очистки потока воздуха от РИГ определяется как отношение удельных объемных активностей по i -му радионуклиду на входе и выходе из радиохроматографической колонны и зависит от адсорбционной способности наполнителя (активированного угля) колонны, ее объема и объемного расхода воздуха, проходящего через колонну:

$$k_{\text{оч}} = \frac{a_{i0}}{a_i} = \exp\left(\frac{\lambda_i \Gamma V}{Q}\right), \quad (4.3)$$

где Γ — коэффициент адсорбции РИГ (значения индивидуальны для Kr и Xe); V — объем радиохроматографической колонны; Q — объемный расход воздуха, пропущенного через радиохроматографическую колонну.

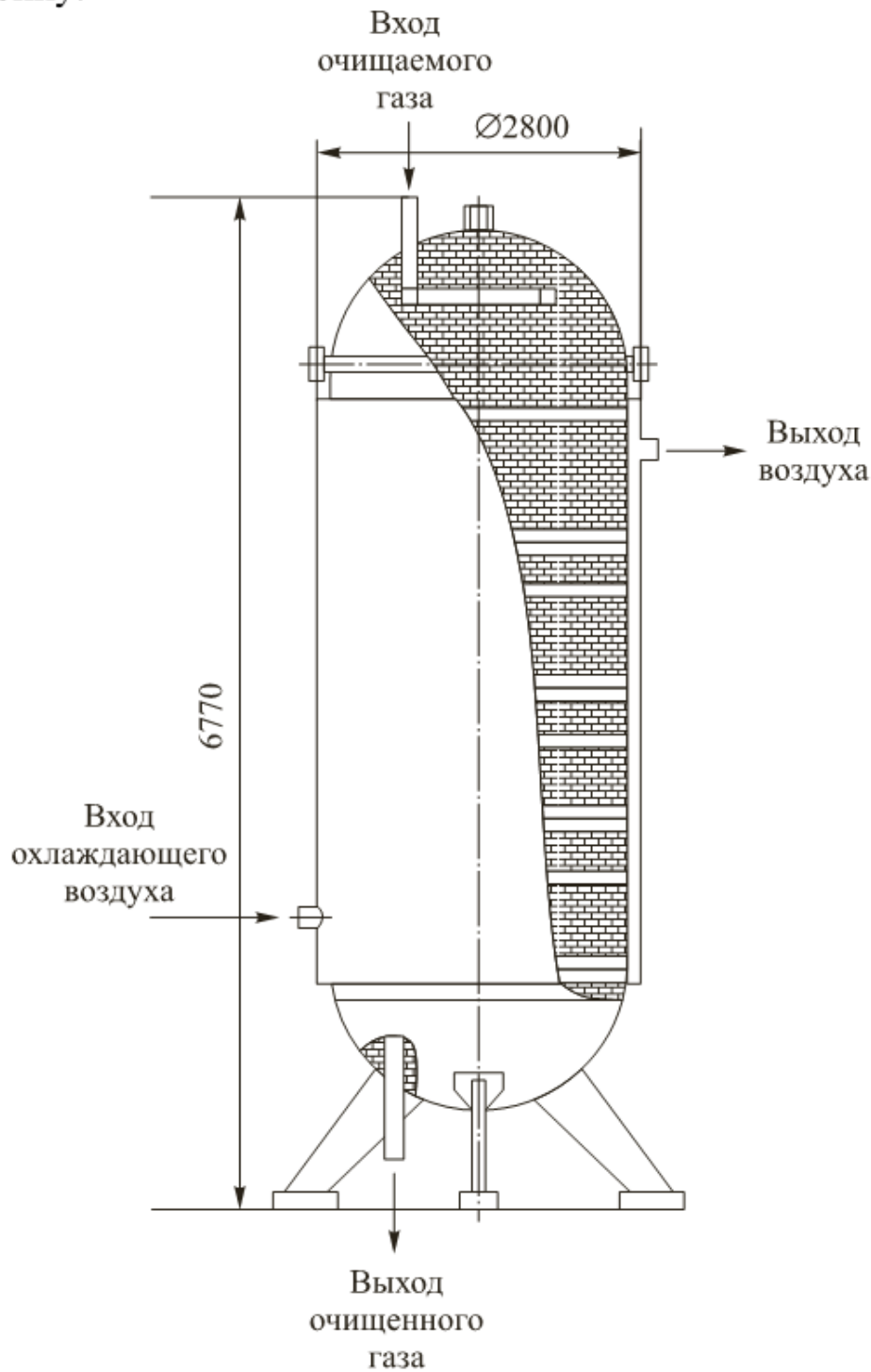


Рис. 4.2. Схема конструкции радиохроматографической колонны (угольного адсорбера)

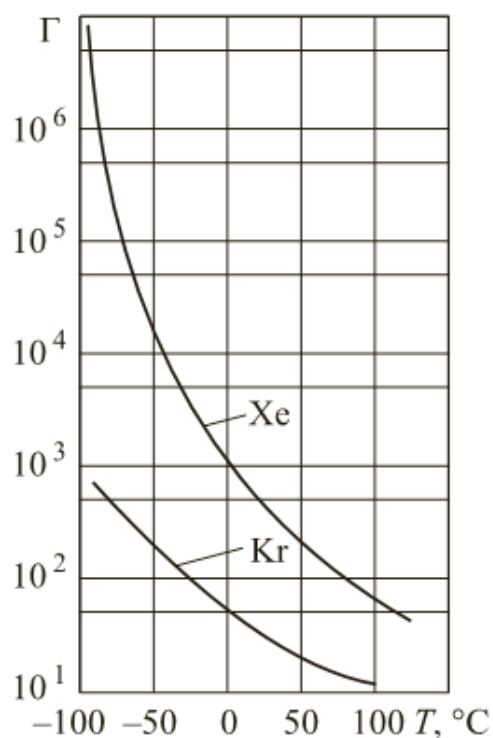


Рис. 4.3. Зависимость коэффициентов адсорбции РИГ (Kr и Хе) от температуры угольного адсорбента марки СКТ-3

время прохождения хроматографического фронта (т. е. время задержки, в течение которого происходит радиоактивный распад) через колонну: около 42 сут для Хе и 3,5 сут для Кр. На АЭС «Ловиза» (Финляндия), где также установлены реакторы ВВЭР-440, объем колонны увеличен в 2 раза — до 40 м³, а время задержки составляет 120 сут для Хе и 10 сут для Кр. Указанные значения времени достаточны для обеспечения проектных значений коэффициентов очистки от РИГ.

4.2. Очистка воздуха от радионуклидов в составе аэрозолей

Для улавливания радиоактивных аэрозолей применяют фильтры Петрянова-Соколова на основе тонковолокнистых тканей. В фильтрах используют ткани на основе перхлорвинила (ФПП) и из ацетилцеллюлозы (ФПА) с размером волокон 1,5...2,5 мкм. Указанные размеры и определяют размер ячейки фильтра. Физи-

Коэффициент адсорбции для всех газов увеличивается с уменьшением температуры адсорбента (рис. 4.3). В области отрицательных значений температуры (около -100 °С) коэффициенты адсорбции увеличиваются по сравнению с областью температур +20...+30 °С в 10²...10⁴ раз. Необходимость поддержания низкой температуры адсорбента радиохроматографической колонны снижает надежность системы очистки газоаэрозольных выбросов в целом и увеличивает затраты на ее создание.

Радиохроматографические угольные колонны установлены на АЭС с реакторами ВВЭР и РБМК. Так, на Кольской АЭС (ВВЭР-440) угольные колонны имеют объем 20 м³ и работают при температуре +20 °С. При этом обеспечивается

ческие принципы работы таких фильтров основаны на инерционном осаждении аэрозольных частиц на волокнах тканей, их электростатическом осаждении и прилипанию в поверхностном слое. Два типа фильтров различаются допустимыми условиями эксплуатации. Фильтры типа ФПП характеризуются высокой гидрофобностью, и воздух перед поступлением в такие фильтры должен подвергаться глубокой осушке. Ткани на основе перхлорвинила не устойчивы по отношению к маслам и органическим растворителям. Однако существенным их преимуществом является высокая стойкость к воздействию кислот и щелочей. Рабочая температура ФПП не превышает 60 °С. Фильтры типа ФПА также гидрофобны, поэтому относительная влажность воздуха не должна превышать 80 %. Но в отличие от ФПП они более стойки по отношению к маслам. ФПА не могут эксплуатироваться при наличии в воздухе кислот и щелочей. Рабочая температура таких фильтров существенно выше по сравнению с ФПП и составляет 150...160 °С.

В целом фильтры обеспечивают достаточно высокую эффективность очистки воздуха от аэрозолей, достигающую 99,99 % при удельной нагрузке на фильтр до 150 м³/(м²·ч) очищаемого воздуха. Существенным недостатком любого фильтра является увеличение его газодинамического сопротивления в результате накопления аэрозолей. В связи с этим конструкции фильтров должны предусматривать возможность замены фильтрующей ткани и утилизации использованной. Обычно на АЭС используют аэрозольные фильтры рамочной конструкции, в частности клиновидной формы (рис. 4.4).

Важнейшей характеристикой аэрозольных фильтров является их пылеемкость, т. е. масса аэрозольных частиц, накопленных единицей поверхности фильтровальной ткани до начала существенного увеличения газодинамического сопротивления. Как правило, предельное значение газодинамического сопротивления, ограничивающее срок эксплуатации фильтра, принимают равным удвоенному начальному значению. В большинстве случаев пылеемкость тонковолокнистых фильтров на основе тканей ФПП и ФПА невелика (70...80 г/м²). В целях обеспечения длительного срока работы тонковолокнистых фильтров перед ними размещают дополнительные фильтры грубой очистки, задерживающие крупные частицы. Усовершенствованные конструкции тонковолокнистых фильтров на основе тканей ФПП и ФПА

снабжают устройствами стряхивания аэрозольных частиц с поверхности тканей, что способствует уменьшению газодинамического сопротивления фильтров и повышению их эффективности. Эффективность фильтров определяется соотношением

$$\eta = \frac{a_{\text{вх}} - a_{\text{вых}}}{a_{\text{вх}}} = 1 - \frac{1}{k_{\text{оч}}}, \quad (4.4)$$

где $a_{\text{вх}}$, $a_{\text{вых}}$ — удельные объемные активности на входе и выходе из фильтра соответственно; $k_{\text{оч}} = a_{\text{вх}}/a_{\text{вых}}$ — коэффициент очистки воздуха фильтром.

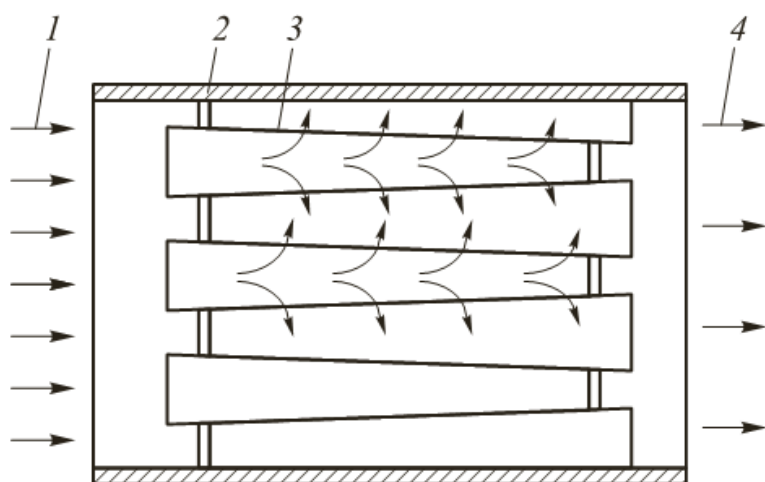


Рис. 4.4. Схема конструкции аэрозольного фильтра с клиновидными рамками: 1 — вход воздуха с аэрозольными частицами; 2 — корпус фильтра; 3 — клиновидная рамка с тканью типа ФПП или ФПА; 4 — выход очищенного от аэрозольных частиц воздуха

Отметим, что разность активностей $a_{\text{вх}} - a_{\text{вых}}$ в числителе выражения (4.4) отражает уровень активности фильтра. Эффективность аэрозольных фильтров на основе тканей ФПП и ФПА в системах очистки газоаэрозольных выбросов АЭС достаточно высока и составляет 0,93...0,98.

4.3. Очистка газоаэрозольных выбросов АЭС от радиоактивных изотопов йода

В газоаэрозольных выбросах АЭС радиоактивные изотопы йода присутствуют в следующих химических формах: молекулярного йода I_2 (40...50 %), йода в составе аэрозольных частиц (1...2 %) и органических соединений йода (50...60 %), например метилиодида (CH_3I). Следовательно, система очистки газоаэрозольных выбросов должна включать различные элементы, обес-

печивающие удержание указанных форм радиоактивных изотопов йода. Молекулярный йод адсорбируется развитой поверхностью пористых активированных углей (угольные фильтры). Для улавливания аэрозольных частиц используют аэрозольные фильтры на основе тонковолокнистых тканей типа ФПП или ФПА. Йод в составе органических соединений связывается в результате химических реакций с веществами-импрегнаторами, которые включены в состав угольных фильтров. В качестве веществ-импрегнаторов используют соединения AgNO_3 , PbI_2 , KI , CuI и ряд других. Например, метилиодид вступает в химическую реакцию с веществом-импрегнатором ($\text{CH}_3\text{I} + \text{AgNO}_3 \rightarrow \text{AgI} + (\text{CH}_3)\text{NO}_3$), в результате которой образуется твердый осадок йодистого серебра.

Фильтры для улавливания молекулярного йода представляют собой радиохроматографические колонны, заполненные активированным углем пористой структуры (рис. 4.5).

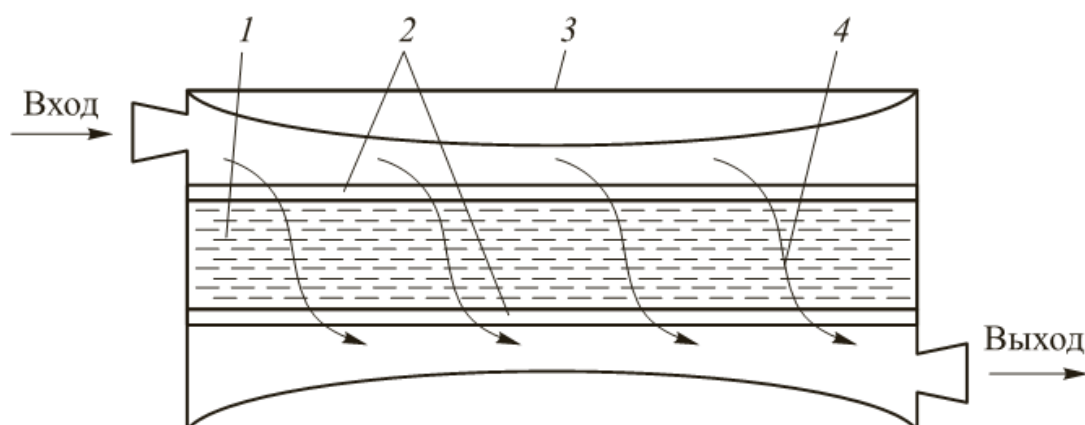


Рис. 4.5. Схема конструкции угольных йодных фильтров:
1 — адсорбент (активированный уголь); 2 — проницаемые решетки; 3 — корпус фильтра; 4 — направление течения воздуха

Для молекулярного йода такие фильтры обладают большими (до $7 \cdot 10^7 \text{ м}^3/\text{м}^3$ при температуре 20°C) коэффициентами адсорбции. С понижением температуры эксплуатации фильтра коэффициент адсорбции может быть увеличен до более высоких значений. Эффективность угольных фильтров для молекулярного йода достигает 95...99 %.

4.4. Системы снижения активности радионуклидов газоаэрозольных выбросов на АЭС с различными типами реакторов

Системы снижения активности радионуклидов в составе газоаэрозольных выбросов перед поступлением их в высотную вентиляционную трубу и атмосферный воздух должны включать оборудование, обеспечивающее эффективное удержание (удаление) РИГ, радиоактивных аэрозолей и изотопов йода в различных его формах (молекулярной, аэрозольной, в виде органических соединений). На рис. 4.6 приведена принципиальная схема установки подавления активности (УПАК) газоаэрозольных выбросов на АЭС с ВВЭР.

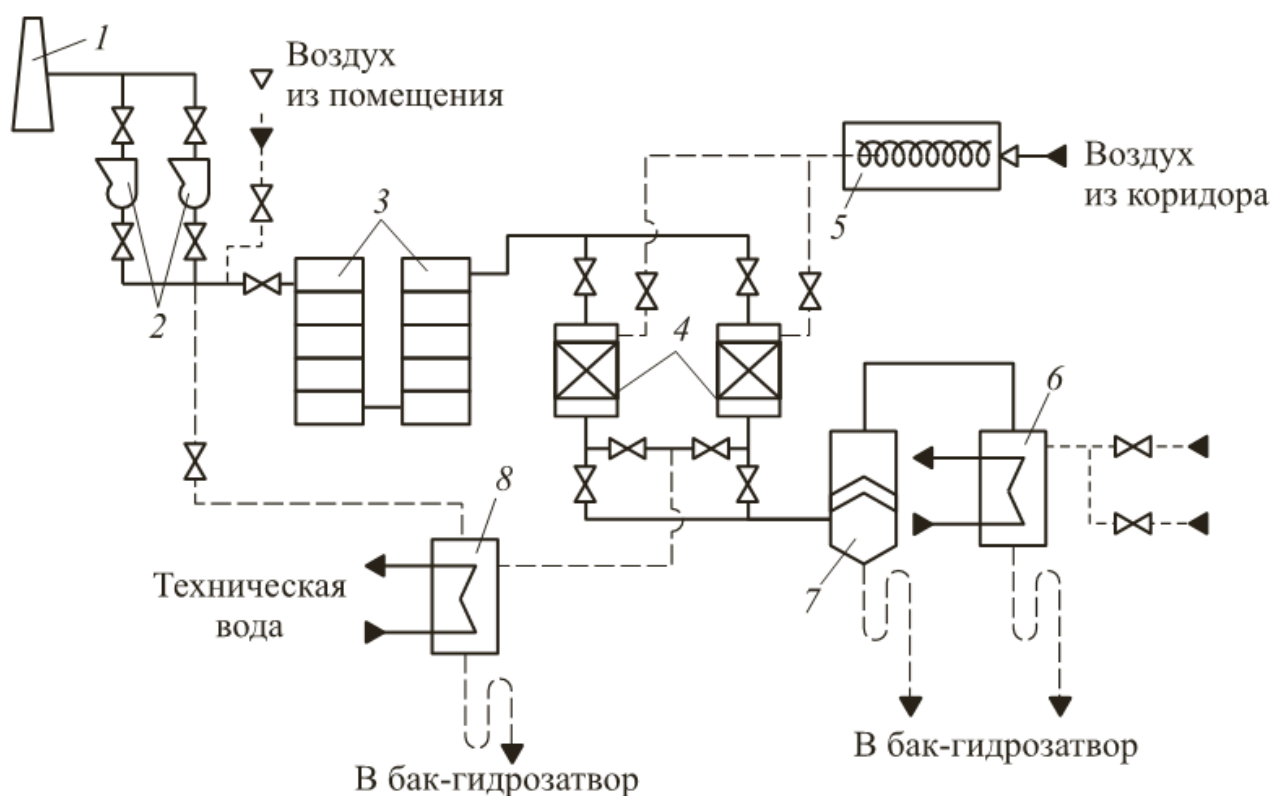


Рис. 4.6. Схема очистки газоаэрозольного выброса на АЭС с ВВЭР:

1 — вентиляционная труба энергоблока; 2 — газодувки; 3 — угольные адсорберы; 4 — цеолитовые фильтры; 5 — нагреватель контура регенерации цеолитовых фильтров; 6 — теплообменник; 7 — самоочищающийся аэрозольный фильтр; 8 — теплообменник контура регенерации

Вентилируемый воздух поступает в теплообменник 6, где охлаждается до температуры 20...30 °С. Далее воздух проходит в самоочищающийся аэрозольный фильтр 7, основой которого явля-

ется стойкое к воздействию кислот и щелочей стекловолокно. Образовавшийся в теплообменнике и аэрозольном фильтре конденсат отводится в бак-гидрозатвор и далее в спецканализацию. После аэрозольного фильтра воздух подается для удаления (осушки) влаги в цеолитовые фильтры 4 (цеолит марки NaA) с высокой влагоемкостью и слабой адсорбцией РИГ. После цеолитовых фильтров воздух поступает в угольные радиохроматографические колонны (угольные адсорберы) 3, в которых РИГ задерживаются благодаря низкой скорости продвижения хроматографического фронта. Кроме РИГ активированный уголь адсорберов эффективно сорбирует и радиоактивные изотопы йода даже при комнатной температуре, при которой относительно слабо сорбируются органические соединения йода (значение коэффициента очистки не превышает 50). Для повышения эффективности адсорбции органических соединений йода необходимо понижать температуру активированного угля.

Как отмечалось ранее, газоаэрозольные выбросы на АЭС с РБМК существенно выше по сравнению с АЭС с ВВЭР, поэтому производительность системы газоочистки также должна быть более высокой. На первых блоках АЭС с РБМК для снижения активности газоаэрозольных выбросов по РИГ использовались камеры выдержки. В дальнейшем такие системы оснащались и угольными адсорберами (рис. 4.7).

Парогазовая смесь из конденсатора турбин удаляется эжекторными насосами и подается в установку сжигания радиолитического водорода УСГС (гремучей смеси). В целом основные процессы, обеспечивающие заданные уровни активности газоаэрозольных выбросов, включают уменьшение влажности газовых потоков ОГ-1 (осушку), очистку от аэрозолей (включая содержащие изотопы йода) с помощью аэрозольных фильтров КФ-1, КФ-2, адсорбцию РИГ на угольных радиохроматографических колоннах. В систему очистки газоаэрозольных выбросов поступают радиоактивные газы из газового контура ГК, системы удаления водорода СУВ и установки сжигания гремучей смеси УСГС. Газы с температурой до 40 °С собираются в общий коллектор, а затем поступают в межтрубное пространство охладителя газов ОГ, где охлаждаются до температуры 20...30 °С. В фильтровальных колонках КФ аэрозоли удаляются, и далее газ направляется через холодильник Х1 на осушку во влагоотделитель ВО.

После прохождения влагоотделителя газ поступает в регенеративный теплообменник Тр, где охлаждается до отрицательной температуры ($-30 \dots -60$ °С) холодным воздухом с помощью турбохолодильных машин ТХМ. Наконец, газ направляется в адсорберы А-1 и А-2, где в результате динамической адсорбции и радиоактивного распада устанавливается стационарный режим, при котором концентрация радиоактивных газов убывает к выходу из адсорбера. После адсорберов А-1 и А-2 газ поступает в фильтр для очистки его от угольной пыли. После фильтра Ф-1 газ с помощью воздуходувки Г1-3 сбрасывается через высотную вентиляционную трубу в атмосферу. В регенеративном теплообменнике накапливается снег, который в виде аэрозольных частиц улавливается фильтрами «Фартос». Сконденсировавшаяся влага в элементах системы очистки сбрасывается в бак-гидрозатвор БГ-1 и далее удаляется в спецканализацию. В газоаэрозольном выбросе в атмосферный воздух после УПАК преобладают долгоживущие радионуклиды, а основным дозообразующим радионуклидом из состава РИГ является ^{133}Xe .

На рис. 4.8 приведена схема УПАК реакторной установки с кипящим реактором ВК-50. Содержащая радионуклиды парогазовая смесь из конденсатора 1 подается эжекторным насосом 2 в контактный аппарат для сжигания радиолитического водорода.

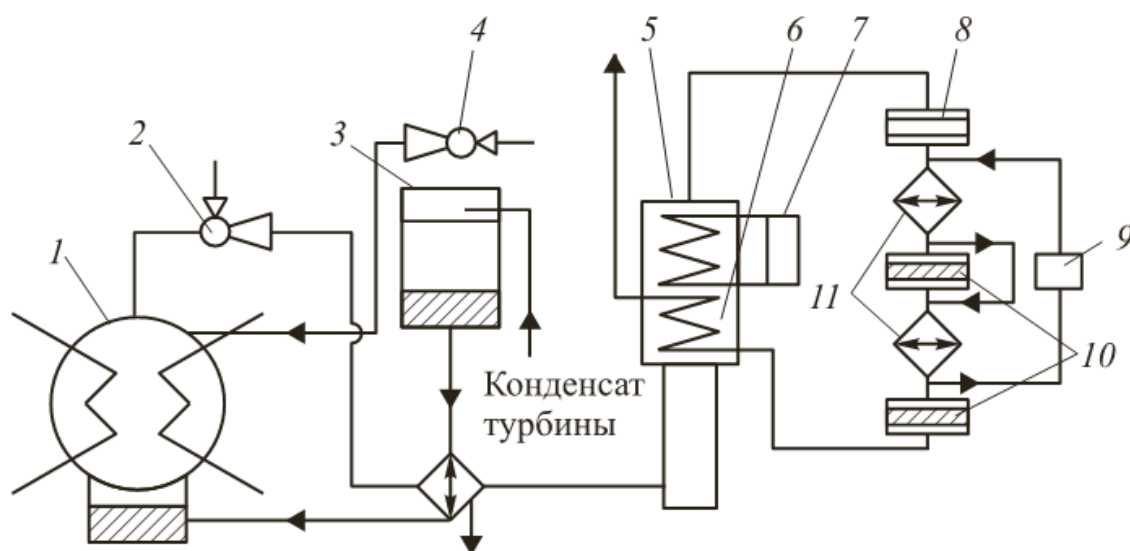


Рис. 4.8. Принципиальная схема системы очистки газоаэрозольного выброса (УПАК) реакторной установки с кипящим реактором ВК-50: 1 — конденсатор турбины; 2 — основной эжектор турбины; 3 — испаритель; 4 — одноступенчатый эжектор; 5 — вымораживатель; 6 — регенеративный воздухоохладитель; 7, 9 — холодильные машины; 8 — головной адсорбер; 10 — основные адсорберы; 11 — промежуточные холодильники

Осушение влажного газа происходит в регенеративном холодильнике 6 с использованием воды с температурой 4...6 °С. Далее газ поступает в вымораживатель 5, после которого влажность газа снижается до 50 мг/м³. Для снижения активности РИГ используются угольные адсорберы 8 и 10. Поддержание отрицательных температур угольного адсорбента обеспечивается холодильными машинами 7 и 9. В системе очистки газоаэрозольных выбросов реакторной установки не используются камеры выдержки. Работая в диапазоне отрицательных температур угольные адсорберы обеспечивают фактическое значение мощности выброса более чем в 2,5 раза меньшей контрольных уровней.

Отметим, что с течением времени эффективность систем очистки газоаэрозольных выбросов снижается, поэтому периодически проводят модернизацию системы в целом либо заменяют ее отдельные элементы. Однако на всех этапах эксплуатации АЭС мощность газоаэрозольных выбросов по всем радионуклидам создает дозовые нагрузки на население, существенно меньшие выделенной дозовой квоты. Это означает, что мощности выбросов по отдельным радионуклидам составляют незначительную долю от предельно допустимых выбросов (ПДВ). Так, по РИГ мощность газоаэрозольных выбросов не превышает 2...3 % ПДВ, радиоактивных изотопов йода — 0,32 % ПДВ, влияние радиоактивных продуктов коррозии — 0,1 % ПДВ.

Контрольные вопросы и задания

1. Перечислите и кратко охарактеризуйте методы очистки газоаэрозольных выбросов от радионуклидов — РИГ. Каким образом можно повысить эффективность радиохроматографического метода очистки газоаэрозольных выбросов от РИГ?

2. В чем заключаются достоинства и недостатки аэрозольных фильтров Петрянова-Соколова на базе тонковолокнистых тканей?

3. В чем заключается принципиальное различие между угольными фильтрами без веществ-импрегнаторов и с наличием таких веществ?

4. Перечислите основные различия систем очистки газоаэрозольных выбросов на АЭС с ядерными реакторами типа ВВЭР и РБМК.

5. МЕТОДИКИ РАСЧЕТА ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК НА НАСЕЛЕНИЕ ОТ РАДИОНУКЛИДОВ ГАЗОАЭРОЗОЛЬНОГО ВЫБРОСА В РЕГИОНЕ РАЗМЕЩЕНИЯ АЭС

В составе газоаэрозольных выбросов АЭС присутствуют различные радионуклиды, радиоактивный распад которых сопровождается излучением γ -квантов и заряженных α - и β -частиц. Формирующийся под воздействием ветра объемный конический источник ионизирующего излучения создает дозовые нагрузки внешнего облучения населения за счет γ -излучения и в меньшей степени β -частиц. Вследствие незначительной длины свободного пробега α -частиц их влияние на формирование дозы внешнего облучения населения отсутствует. Радиоактивные аэрозольные частицы в результате гравитационного осаждения и переноса осадками на подстилающую поверхность, например почву, образуют плоский источник ионизирующего излучения.

Излучение радионуклидов плоского источника также формирует дозовую нагрузку внешнего облучения. Источниками внутреннего облучения человека являются радионуклиды, поступившие в организм либо ингаляционным путем (при дыхании), либо пероральным с питьевой водой и загрязненными пищевыми продуктами, т. е. по пищевым цепочкам.

Отметим характерную особенность формирования дозовых нагрузок внутреннего облучения. Поступившие в организм радионуклиды включаются в биологические обменные процессы (процессы метаболизма), в результате чего преимущественно накапливаются в определенных органах. Дозовая нагрузка в этом случае должна рассчитываться для отдельных органов, а не организма в целом, как при внешнем облучении.

Из газоаэрозольного выброса (факела) радионуклиды в виде аэрозольных частиц выпадают на подстилающую поверхность, в частности, на поверхность почвы. Стеблевым и корневым путями

эти радионуклиды поступают в сельскохозяйственную продукцию. Кроме того, они накапливаются в дикорастущих травах, которыми питаются домашние и дикие животные. Следовательно, радионуклиды газоаэрозольных выбросов поступают в организм человека и накапливаются в критических органах по разнообразным пищевым цепочкам.

На основании изложенных представлений облучаемость населения в регионе размещения АЭС радионуклидами газоаэрозольных выбросов можно представить в виде схемы, показанной на рис. 5.1.

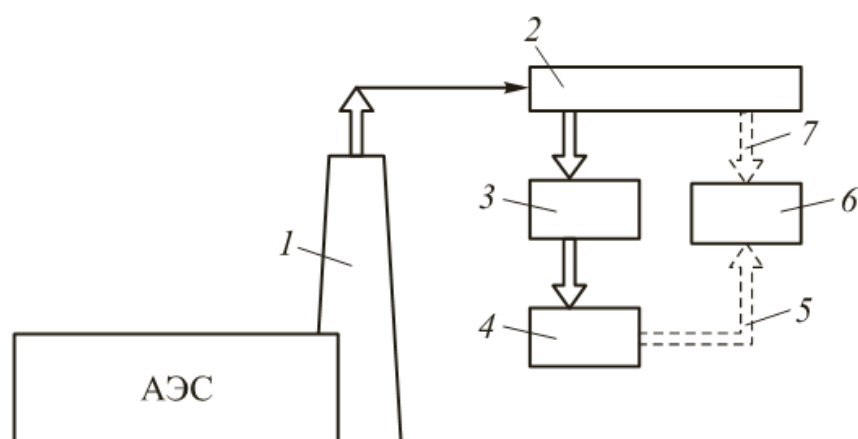


Рис. 5.1. Схема формирования дозовых нагрузок от газоаэрозольных выбросов на население в регионе АЭС:

1 — вентиляционная труба АЭС; 2 — факел газоаэрозольного выброса (объемного излучающего источника); 3 — выпадение газоаэрозольных частиц на подстилающую поверхность (плоский источник ионизирующих излучений); 4 — накопление радионуклидов в продуктах питания (облучаемость по пищевым цепочкам); 5 — пероральный путь поступления радионуклидов в организм человека; 6 — население; 7 — ингаляционный путь поступления радионуклидов в организм человека

Отметим, что дозовые нагрузки внешнего и внутреннего облучения населения определяются уровнем удельной объемной активности на заданном расстоянии от АЭС. Максимальная дозовая нагрузка создается удельной объемной активностью в приземном слое воздуха ($z = 0$) под осью вентиляционной трубы ($y = 0$), поскольку эффекты геометрического и физического ослабления γ -квантов в воздухе в этом случае минимальны. Выражение для приземной удельной объ-

емной активности под осью трубы в стационарных условиях следует непосредственно из формулы (2.5):

$$a_v(x, 0, 0) = \frac{q_0}{\pi \sigma_y \sigma_z u_h} \exp \left[-\frac{h^2}{2\sigma_z^2} \right] f_1(x) f_2(x) f_3(x). \quad (5.1)$$

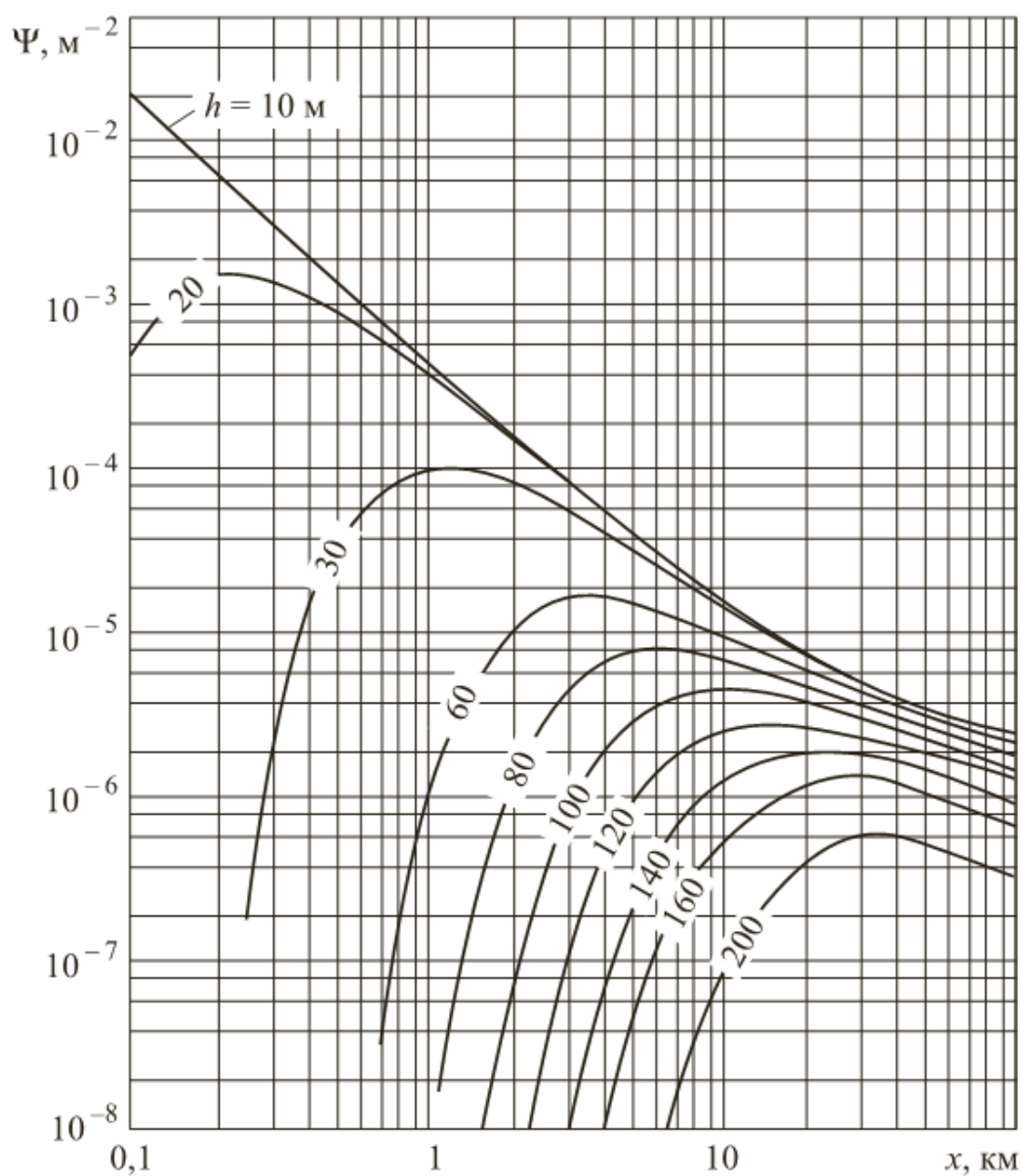


Рис. 5.2. Кратковременный фактор метеорологического разбавления Ψ , м^{-2} , в приземном слое воздуха на оси струи при типе устойчивости погодных условий F и шероховатости подстилающей поверхности $z_0 = 100$ см для различных значений эффективной высоты газоаэрозольного выброса h , м

Выражение (5.1) для приземной удельной объемной активности можно представить в виде нормированного на мощность выброса и скорость ветра кратковременного фактора метеорологического разбавления

$$\Psi(x) = \frac{a_v(x, 0, 0) \cdot u_h}{q_0} = \frac{1}{\pi \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{h^2}{2\sigma_z^2} \right] f_1(x) f_2(x) f_3(x). \quad (5.2)$$

Кратковременный фактор метеорологического разбавления Ψ , м^{-2} , зависит от категории погодных условий, эффективной высоты выброса h , шероховатости подстилающей поверхности z_0 . Данные представлены в виде номограмм, которые наряду с соотношением (5.1) могут быть использованы для определения приземной удельной объемной активности, но без эффектов радиоактивного распада, вымывания осадками и гравитационного осаждения. На рис. 5.2 приведен пример такой номограммы для погодных условий с устойчивостью категории F при шероховатости подстилающей поверхности $z_0 = 100$ см.

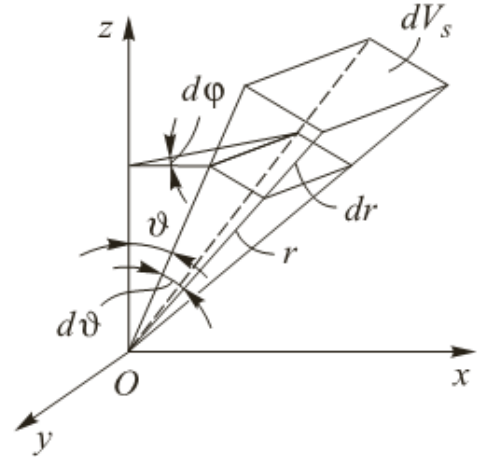
5.1. Расчет дозовых нагрузок внешнего облучения от газоаэрозольного факела как объемного излучающего источника

Схема формирования дозовых нагрузок внешнего облучения населения за счет излучений содержащихся в газоаэрозольном выбросе радионуклидов приведена на рис. 5.3. Точка детектирования, в которой рассчитывается мощность дозы, расположена на границе полубесконечного пространства, заполненного радионуклидами газоаэрозольного выброса (см. рис. 5.3). Во всем полупространстве удельная объемная активность по любому i -му радионуклиду принимается одинаковой и равной $a_{v_i}(x, 0, 0)$. Для радионуклидов, излучающих при радиоактивном распаде γ -кванты, вклад в мощность поглощенной дозы в точке $\vec{r}$ детектирования элементарного объема источника dV_s определяется соотношением

$$dP_{\gamma_i}(x) = \frac{a_{v_i}(x, 0, 0) \cdot dV_s \Gamma_{\text{СИ}_i}}{|\vec{r}|^2} \exp \left[-\int_0^{|\vec{r}|} \mu_b(E_{\gamma_i}) d\vec{r} \right], \quad (5.3)$$

где $a_{v_i}(x, 0, 0)$ — удельная объемная активность воздуха по i -му радионуклиду в приземном слое ($z = 0$) под осью вентиляционной трубы ($y = 0$); $\Gamma_{\text{СИ}_i}$ — керма-постоянная радионуклидного источника γ -квантов; $\mu_{\text{в}}(E_{\gamma_i})$ — линейный коэффициент ослабления γ -квантов с энергией E_{γ_i} в воздухе.

Рис. 5.3. Расчетное определение мощности дозы внешнего облучения населения на расстоянии x от АЭС за счет γ -излучения радионуклидов, содержащихся в факеле газоаэрозольного выброса



Отметим, что для радионуклидных источников с дискретным спектром γ -излучения средняя энергия определяется следующим образом:

$$E_{\gamma_i} = \frac{\sum_j E_{\gamma_{ij}} n_j}{\sum_j n_j},$$

где $E_{\gamma_{ij}}$ — энергия j -го γ -кванта, квантовый выход которого при радиоактивном распаде равен n_j .

Значения энергии γ -квантов $E_{\gamma_{ij}}$ и их квантовых выходов n_j приведены в справочной литературе.

В выражении (5.3) не учитывается рассеянное γ -излучение, обусловленное низкой плотностью среды — воздуха. Мощность дозы в точке детектирования $\vec{r}$ от факела газоаэрозольного выброса как объемного излучающего источника для i -го радионуклида может быть получена интегрированием (5.3) по всему объему источника (полубесконечного пространства):

$$P_{\gamma_i}(x) = \int_{V_s} \frac{a_{v_i}(x, 0, 0) \cdot dV_s \Gamma_{\text{СИ}_i}}{|\vec{r}|^2} \exp \left[- \int_0^r \mu_{\text{в}}(E_{\gamma_i}) d\vec{r} \right]. \quad (5.4)$$

Для этого запишем выражение для элементарного объема источника dV_s в следующем виде: $dV_s = r d\vartheta \cdot r \sin \vartheta d\varphi dr$. Тогда интеграл по объему dV_s можно заменить тройным интегралом и получить окончательное расчетное соотношение для мощности дозы внешнего облучения населения γ -квантами, излучаемыми радионуклидами газоаэрозольного факела:

$$P_{\gamma_i}(x) = a_{v_i}(x, 0, 0) \cdot \Gamma_{\text{СИ}_i} \int_0^{\pi/2} \sin \vartheta d\vartheta \int_0^{2\pi} d\varphi \int_0^{\infty} \exp[-\mu_v(E_{\gamma_i})r] dr =$$

$$= \frac{2\pi a_{v_i}(x, 0, 0) \cdot \Gamma_{\text{СИ}_i}}{\mu_v(E_{\gamma_i})}. \quad (5.5)$$

Полная мощность дозы внешнего облучения населения определяется суммированием по всем радионуклидам — источникам γ -излучения, присутствующим в газоаэрозольном факеле:

$$P_{\gamma}(x) = \sum_i P_{\gamma_i}(x). \quad (5.6)$$

Очевидно, что за любой период времени T (как правило, оцениваются годовые дозовые нагрузки) накопленная поглощенная или эквивалентная доза рассчитывается по соотношению

$$D_{\gamma}(x, T) = P_{\gamma}(x)T. \quad (5.7)$$

Значения длины свободного пробега в воздухе заряженных α - и β -частиц существенно меньше по сравнению с γ -квантами, поэтому уровни мощностей доз внешнего облучения, создаваемых потоками заряженных частиц, как правило, значительно меньше, чем от γ -квантов и их можно не учитывать.

5.2. Расчет дозовых нагрузок внешнего облучения от радионуклидов, выпавших на поверхность земли из газоаэрозольного факела

Аэрозольные частицы в поле силы тяжести в результате гравитационного осаждения и вымывания осадками переносятся на подстилающую поверхность, в частности почву. При этом на подсти-

лающей поверхности формируется плоский источник ионизирующего излучения, которое генерируется при радиоактивном распаде радионуклидов. Количественной характеристикой плоского источника является удельная поверхностная активность по каждому i -му радионуклиду $a_{s_i}(x, \tau)$ на заданном расстоянии x от АЭС в момент времени τ . Облучаемость населения здесь, так же как и в случае рассмотренного выше объемного источника (газоаэрозольного факела), определяется главным образом γ -излучением.

Динамика формирования удельной поверхностной активности радионуклидов, выпавших из газоаэрозольного факела, описывается дифференциальным уравнением

$$\frac{da_{s_i}(x, \tau)}{d\tau} = a_{v_i}(x, 0, 0) \cdot v_g - \lambda a_{s_i}(x, \tau), \quad (5.8)$$

где v_g — скорость гравитационного и полученного вымыванием осадками выпадения газоаэрозольных частиц на подстилающую поверхность.

В уравнении (5.8) баланс удельной поверхностной активности записан в предположении, что основной поток радиоактивных аэрозольных частиц на подстилающую поверхность обусловлен выпадением их из приземного слоя. Для газообразных радионуклидов РИГ скорость гравитационного осаждения $v_g = 0$. Поэтому РИГ не осаждаются на поверхность и не формируют дозовую нагрузку на население от плоского источника. Уменьшение удельной поверхностной активности определяется только радиоактивным распадом. В уравнении (5.8) не учитывается уменьшение поверхностного загрязнения в результате миграции радионуклидов в глубину почвенного слоя. Решение уравнения (5.8) при начальных условиях $a_{s_i}(x, \tau = 0) = a_{s_i}(x, 0)$ имеет вид

$$a_{s_i}(x, \tau) = \frac{a_{v_i}(x, 0, 0) \cdot v_g}{\lambda_i} (1 - e^{-\lambda_i \tau}) + a_{s_i}(x, 0) e^{-\lambda_i \tau}. \quad (5.9)$$

На основании формулы (5.9) можно оценить удельную поверхностную активность на расстоянии x от АЭС в момент времени τ . Очевидно, при условии $\lambda_i \tau \gg 1$ (т. е. либо при большой длитель-

ности процесса формирования плоского источника, либо для короткоживущих радионуклидов при сравнительно малых значениях времени τ) достигается равновесное значение удельной поверхностной активности

$$a_{s_i}(x, \infty) = \frac{a_{v_i}(x, 0, 0) \cdot v_g}{\lambda_i}. \quad (5.10)$$

Полученные значения удельных поверхностных активностей радионуклидов используют для расчета мощности дозы, создаваемой плоским источником (рис. 5.4). Исследования показали, что угловое распределение излучения плоских источников, сформированных выпавшими на поверхность радионуклидами, соответствует косинусоидальной форме. Мощность дозы от элементарной площадки dS за счет i -го радионуклида в точке детектирования на высоте d от плоскости можно записать следующим образом:

$$dP_{s\gamma_i}(x, \tau) = \frac{a_{s_i}(x, \tau) f(\vartheta) \Gamma_{сн_i}}{d^2 + r^2} dS, \quad (5.11)$$

где $f(\vartheta) = \cos \vartheta / 2\pi$ — функция косинусоидального углового распределения ионизирующего излучения γ -квантов плоского источника.

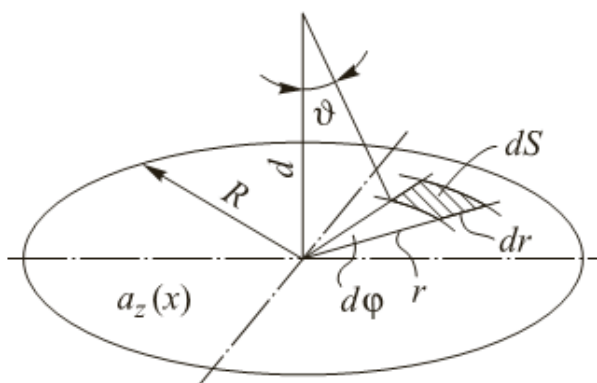


Рис. 5.4. Схема определения мощности дозы от ионизирующего излучения радионуклидов, выпавших на подстилающую поверхность (плоский источник)

Очевидно, для определения полной мощности дозы в точке детектирования на высоте d от дискового источника радиусом R необходимо проинтегрировать выражение (5.11) по всей площади этого источника:

$$P_{s\gamma_i}(x, \tau) = \int_S \frac{a_{s_i}(x, \tau) f(\vartheta) \Gamma_{сн_i}}{d^2 + r^2} dS. \quad (5.12)$$

Выразив площадь элементарной площадки как $dS = r d\varphi dr$, интегрирование по S можно заменить двойным интегрированием по радиусу r и углу φ :

$$P_{s\gamma_i}(x, \tau) = a_{s_i}(x, \tau) \Gamma_{\text{СИ}_i} \int_0^{2\pi} d\varphi \int_0^R \frac{dr dr}{(d^2 + r^2)^{3/2}} = 4\pi a_{s_i}(x, \tau) \Gamma_{\text{СИ}_i} [1 - \cos \vartheta]. \quad (5.13)$$

При $R \rightarrow \infty$, что соответствует бесконечной поверхности ($\vartheta = \pi/2$), выражение (5.13) преобразуется к виду

$$P_{s\gamma_i}(x, \tau) = 4\pi a_{s_i}(x, \tau) \Gamma_{\text{СИ}_i}. \quad (5.14)$$

Общую дозовую нагрузку, полученную за счет всех выпавших на поверхность радионуклидов за период T (например, за год), рассчитывают следующим образом:

$$D_{s\gamma}(x, T) = \sum_i \int_T P_{s\gamma_i}(x, \tau) d\tau. \quad (5.15)$$

Основная дозовая нагрузка $D_{s\gamma}$ обусловлена радиоактивными продуктами коррозии, выпадающими на подстилающую поверхность в виде аэрозолей.

5.3. Определение дозы внутреннего облучения при ингаляционном поступлении радионуклидов в организм

В процессе дыхания радионуклиды из приземного слоя ингаляционным путем поступают в бронхолегочную систему человека. С выдохом часть поступивших при вдохе радионуклидов покинет организм человека. Оставшаяся часть радионуклидов в результате биологических процессов переноса и накопления (метаболизма) преимущественно поступит в конкретный орган человека. Например, изотопы йода поступают в щитовидную железу, радиоактивный изотоп ^{90}Sr концентрируется в костной ткани и т. д. Таким образом, при расчетах дозовых нагрузок внутреннего облучения от

радионуклидов, поступивших в организм человека ингаляционным путем, необходимо оценить накопленную критическим органом активность.

Скорость ингаляционного поступления радионуклида в организм человека определяется объемной удельной активностью в приземном слое воздуха $a_{vi}(x, 0, 0)$ на заданном расстоянии x от АЭС и интенсивностью V дыхательного процесса, т. е. $I = Va_{vi}(x, 0, 0) \cdot \beta_i$, где β_i — доля i -го радионуклида, оставшегося в организме после выдоха и вступившего в длительные обменные процессы с последующим накоплением в критическом органе. Выведение i -го радионуклида из организма человека обусловлено не только физическим радиоактивным распадом, но и биологическими процессами. Следовательно, изменение удельной массовой активности i -го радионуклида в критическом органе описывается дифференциальным уравнением

$$\frac{da_{k,oi}(\tau)}{d\tau} = \frac{If_i}{m_{k,o}} - \lambda_{\text{эф}i} a_{k,oi}(\tau), \quad (5.16)$$

где $a_{k,oi}$ — удельная массовая активность i -го радионуклида в критическом органе; I — скорость ингаляционного поступления радионуклида в организм человека; f_i — доля i -го радионуклида, поступившего в организм человека ингаляционным путем и в результате обменных процессов переходящего в данный критический орган; $\lambda_{\text{эф}i}$ — эффективная постоянная выведения i -го радионуклида из организма человека (определяется процессами радиоактивного распада и биологическим выведением $\lambda_{\text{эф}i} = \lambda_i + \lambda_{\text{би}i}$).

По аналогии с периодом полураспада радионуклида $T_{1/2} = \ln 2 / \lambda_i$ можно ввести период биологического полувыведения радионуклида из организма $T_{\text{би}i} = \ln 2 / \lambda_{\text{би}i}$. Тогда эффективный период, за который активность в критическом органе снижается в 2 раза, будет определяться выражением

$$\frac{1}{T_{\text{эф}i}} = \frac{1}{T_{1/2}} + \frac{1}{T_{\text{би}i}}. \quad (5.17)$$

Из (5.17) следует соотношение

$$T_{\text{эф}i} = \frac{T_{1/2} T_{\text{би}i}}{T_{1/2} + T_{\text{би}i}}. \quad (5.18)$$

Выражение (5.18) показывает, что для долгоживущих радионуклидов ($T_{1/2} \rightarrow \infty$) эффективный период полувыведения радионуклида из критического органа определяется биологическими процессами и в количественном отношении характеризуется величиной $T_{\text{би}i}$ ($T_{\text{эф}i} \rightarrow T_{\text{би}i}$). Для радионуклидов, которые практически не выводятся из организма человека в результате биологических процессов (например, ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{90}Y , ^{239}Pu), т. е. $T_{\text{би}i} \rightarrow \infty$, снижение активности зависит от физического периода полураспада $T_{\text{эф}i} \rightarrow T_{1/2}$.

Решение дифференциального уравнения (5.16) при начальных условиях по содержанию i -го радионуклида в критическом органе $a_{\text{к.о}i}(\tau = 0) = a_{\text{к.о}i}(0)$ имеет вид

$$a_{\text{к.о}i}(\tau) = \frac{If_i}{m_{\text{к.о}i} \lambda_{\text{эф}i}} (1 - e^{-\lambda_{\text{эф}i} \tau}) + a_{\text{к.о}i}(0) e^{-\lambda_{\text{эф}i} \tau}. \quad (5.19)$$

Полученное значение удельной массовой активности i -го радионуклида в критическом органе $a_{\text{к.о}i}(\tau)$ используется для определения мощности поглощенной дозы за счет γ -квантов или α -, β -частиц

$$P_{(\gamma, \alpha, \beta)}^{\text{инт}}(\tau) = k a_{\text{к.о}i}(\tau) \bar{E}_{\text{эф}i}, \quad (5.20)$$

где k — коэффициент пропорциональности, определяющий единицы измерения мощности дозы; $\bar{E}_{\text{эф}i}$ — эффективная энергия γ -, α -, β -излучения, поглощаемая в пределах критического органа.

Длина свободного пробега γ -квантов и β -частиц, излучаемых при радиоактивном распаде накопленными в критическом органе радионуклидами, может превышать размеры данного критического органа. В этом случае доза определяется только той частью энергии, которая поглощается в критическом органе. Другая часть энергии уносится за пределы данного критическо-

го органа. Поэтому значение эффективной энергии на один распад $\bar{E}_{\text{эф}i}$ отражает формирование дозы только частью энергии, поглощенной данным критическим органом. С учетом экспоненциального характера ослабления γ -квантов и β -частиц выражение для $\bar{E}_{\text{эф}i}$ определяется следующим образом:

$$\bar{E}_{\text{эф}i} = \bar{E}_{(\gamma, \beta)_i} [1 - \exp(-\mu_{\text{эн}i} r_{\text{к.о}})],$$

где $\mu_{\text{эн}i}$ — линейный коэффициент поглощения энергии γ -квантов или β -частиц биологической тканью; $r_{\text{к.о}}$ — размер критического органа, определенный как радиус эквивалентной по объему сферы; $\bar{E}_{(\gamma, \beta)_i}$ — средняя энергия γ -квантов или β -частиц в дискретном спектре генерируемого при радиоактивном распаде излучения.

Из этого выражения следует, что при условии $\mu_{\text{эн}i} r_{\text{к.о}} \gg 1$ вся энергия излучения поглощается критическим органом и идет на формирование дозы. Очевидно, для α -частиц из-за незначительной длины свободного пробега всегда выполняется это условие, и поэтому $\bar{E}_{\alpha \text{ эф}i} = \bar{E}_{\alpha i}$. Значения $\bar{E}_{\text{эф}i}$ для важнейших радионуклидов, формирующих дозовые нагрузки внутреннего облучения, определены и приведены в справочной литературе. Степень опасности облучения определяется эквивалентной дозой, которая связана с поглощенной дозой через коэффициент качества данного вида излучения. Коэффициент качества $K_{(\gamma, \beta, \alpha)}$ γ - и β -излучений равен единице, а для тяжелых заряженных α -частиц он равен 20. Дозовая нагрузка за некоторый период времени T , так же как и в предыдущих случаях определяется выражением

$$D_{\text{экв}}^{\text{инт}}(T) = \sum_i K_{(\gamma, \beta, \alpha)} \int_T P_{(\gamma, \beta, \alpha)_i}(\tau) d\tau. \quad (5.21)$$

Дозовая нагрузка $D_{\text{экв}}^{\text{инт}}(T)$ формируется в основном радиоактивными изотопами йода.

5.4. Расчет дозовых нагрузок по пищевым цепочкам за счет употребления в пищу загрязненных радионуклидами продуктов

Радионуклиды газоаэрозольных выбросов АЭС загрязняют питьевую воду, сельскохозяйственную продукцию, травы на пастбищах, дикорастущие растения, поступают в организм домашних и диких животных. При употреблении загрязненных радионуклидами питьевой воды и пищевых продуктов формируются дозовые нагрузки на население по пищевым цепочкам.

Расчет дозовых нагрузок по пищевым цепочкам проводят в предположении, что употребляются только местные загрязненные радионуклидами продукты питания. Это позволяет оценить максимально возможные уровни облучения населения в регионе размещения АЭС. При известной удельной массовой активности i -го радионуклида в j -м продукте питания a_{mij} дозовая нагрузка на человека за период времени T (например, за год) может быть определена из соотношения

$$D_{\text{экв}}(T) = \sum_i \sum_j a_{mij} M_j(T) B_{id}, \quad (5.22)$$

где $M_j(T)$ — масса j -го продукта питания, употребленного человеком за период T ; B_{id} — дозовый коэффициент, представляющий эквивалентную дозу внутреннего облучения человека, сформированную за счет поступившего пероральным путем i -го радионуклида с активностью 1 Бк (Зв/Бк).

Из выражения (5.22) следует, что корректность оценки дозовых нагрузок при поступлении радионуклидов в организм по пищевым цепочкам в значительной степени зависит от достоверности информации о рационе питания населения в регионе размещения АЭС. Поскольку загрязнение продуктов питания обусловлено выпадением радионуклидов из газоаэрозольного факела, ожидаемая индивидуальная эквивалентная доза, формирующаяся при употреблении загрязненных продуктов питания, должна быть пропорциональна уровню загрязнения радионуклидами территорий, предназначенных для производства сельскохозяйственной продукции:

$$D_{(\gamma, \alpha, \beta)_i}^{\text{п.ц}}(\tau) = a_{s_i}(x, \tau) \cdot k_{f_i}^{\text{инд}} B_{id}, \quad (5.23)$$

где $k_{fi}^{\text{инд}}$ — коэффициент перехода активности выпавших на почву радионуклидов в организм человека через продукты питания, Бк / (Бк / м²) при единичной удельной поверхностной активности загрязнения почвы i -м радионуклидом; $a_{si}(x, \tau)$ — удельная поверхностная активность на расстоянии x от АЭС (в зоне сельскохозяйственного производства), Бк/м².

Как видно из выражения (5.23), мощность эквивалентной дозы пропорциональна интенсивности выпадения радионуклидов на почву:

$$P_{(\gamma, \alpha, \beta)_i}^{\text{п.ц}}(\tau) = \frac{a_{si}(x, \tau)}{d\tau} k_{fi}^{\text{инд}} B_{id}. \quad (5.24)$$

Отметим, что коэффициент перехода $k_{fi}^{\text{инд}}$ можно представить в виде соотношения

$$k_{fi}^{\text{инд}} = k_{fi} \bar{S}, \quad (5.25)$$

где k_{fi} — безразмерный коэффициент, отражающий уменьшение содержания (активности) радионуклида в процессе хранения и кулинарной обработки загрязненного продукта питания; $\bar{S}$ — средняя площадь, необходимая для выращивания сельскохозяйственной продукции согласно годовой потребности одного человека (индивидуума) в данном продукте питания, м².

Очевидно, значение $\bar{S}$ можно оценить по следующим соотношениям:

для растительной сельхозпродукции

$$\bar{S} = \frac{I_m}{P_y},$$

где I_m — годовое потребление индивидуумом данного вида сельхозпродукции, кг; P_y — годовая урожайность сельхозпродукции в данной местности, кг/м²;

для животноводческой продукции

$$\bar{S} = \frac{I_m}{P_a} \sum_i \bar{S}_{a_i},$$

где I_m — годовое потребление одним человеком мясной или молочной продукции, кг (л); P_a — годовая продуктивность одного животного (для мясной продукции), кг, или удойность (для молочной продукции), л; $\bar{S}_{a_i}$ — площадь одной кормовой культуры, обеспечивающая годовое кормление одного животного.

Безразмерный коэффициент k_{f_i} отражает долю i -го радионуклида в продукте питания на момент употребления его в пищу по отношению к общему количеству, выпавшему на данную площадь. В первом приближении значение k_{f_i} можно принять равным единице, тогда соответствующие расчеты дадут максимальные уровни дозовых нагрузок. Кроме того, значения коэффициентов перехода $k_{f_i}^{\text{инд}}$ приведены в справочной литературе. Значения дозовых коэффициентов B_{id} также даны в справочной литературе. Общая годовая эквивалентная доза, сформированная в расчете на отдельного человека (индивидуума) за счет употребления в пищу загрязненных радионуклидами продуктов питания, определяется выражением

$$D^{\text{п.ц}}(T) = \sum_i D_{(\gamma, \alpha, \beta)_i}^{\text{п.ц}}(T). \quad (5.26)$$

Дозовую нагрузку $D^{\text{п.ц}}(T)$ можно снизить путем использования рациональной агротехники при выращивании сельскохозяйственной продукции на загрязненной радионуклидами почве.

Контрольные вопросы и задания

1. Каким образом можно уменьшить уровни приземной активности радионуклидов газоаэрозольных выбросов при заданной мощности выброса?
2. Учитывается ли физическое ослабление γ -квантов в воздухе при оценках мощности дозы внешнего облучения населения?
3. Почему радионуклиды коррозионного происхождения обнаруживаются на подстилающей поверхности ближе точки ее касания факелом газоаэрозольного выброса?

4. Каков характер углового распределения γ -излучения радионуклидов, выпавших из газоаэрозольного факела на подстилающую поверхность?

5. Дайте определение критических органов человека относительно формирования дозовых нагрузок при внутреннем облучении.

6. Вследствие каких процессов снижается активность накопленных в критических органах человека радионуклидов?

7. Сформулируйте основные принципы расчета дозовых нагрузок внутреннего облучения за счет радионуклидов, поступивших в организм человека ингаляционным путем.

8. В чем заключаются особенности оценки облучаемости населения при поступлении радионуклидов внутрь организма человека по пищевым цепочкам?

6. ОСОБЕННОСТИ РАДИОНУКЛИДНОГО СОСТАВА И МОЩНОСТИ ГАЗОАЭРОЗОЛЬНЫХ ВЫБРОСОВ НА АЭС С РЕАКТОРАМИ РАЗЛИЧНЫХ ТИПОВ

Газоаэрозольные выбросы АЭС с реакторами различных типов по качественному и количественному составу радионуклидов существенно различаются. Эти различия определяются многими параметрами АЭС: мощностью реактора, технологической схемой передачи энергии деления к контуру ее преобразования в электрическую (одно-, двух- или трехконтурную), типом реактора и состоянием активной зоны (наличием дефектных твэлов), степенью герметичности контуров и оборудования циркуляции теплоносителя, рабочего тела, эффективностью системы очистки газоаэрозольного выброса.

В замкнутом контуре циркуляции теплоносителя время пребывания РИГ достаточно велико, и короткоживущие радионуклиды Хе и Кг успевают распасться. Наибольшая активность РИГ обусловлена долгоживущим изотопом ^{133}Xe ($T_{1/2} = 5,27$ сут). В связи с этим объемные расходы РИГ, отводимые из циркуляционного контура и оборудования на АЭС с ВВЭР, относительно невелики и составляют 4...70 м³/ч. На АЭС с РБМК на турбину поступает из барабана-сепаратора радиоактивный пар, а парогазовая смесь, насыщенная РИГ и изотопом $^{41}_{18}\text{Ar}$, удаляется эжекторными насосами из объема конденсатора. Здесь объемные расходы радиоактивных газов, отводимых из конденсатно-питательного контура и его оборудования (конденсатор, деаэратор), оказываются значительно выше и достигают 300...350 м³/ч. В составе РИГ присутствуют наряду с долгоживущими и короткоживущие радионуклиды, в частности ^{89}Kr ($T_{1/2} = 3,18$ мин) и ^{138}Xe ($T_{1/2} = 14,13$ мин). На АЭС с реакторами на быстрых нейтронах с натриевым теплоносителем первый контур — замкнутый — и вышедшие из негерметичных твэлов РИГ, так же как и на ВВЭР, длительное время

остаются в контуре. Поэтому радионуклидный состав РИГ обогащен долгоживущим изотопом ^{133}Xe . Газовые объемы контура и его оборудования заполнены защитным газом (Ar или He) под давлением на 10...50 кПа выше атмосферного, что исключает попадание воздуха в первый контур. Однако в этом случае вместе с защитным газом возможна утечка РИГ из контура в помещения АЭС. Например, при наличии в активной зоне 0,1 % твэлов с дефектами типа газовой неплотности и при непрерывной утечке 0,1 % объема защитного газа активность РИГ (в основном по ^{133}Xe) в помещениях АЭС может достигать $7,5 \cdot 10^{14}$ Бк. Отметим особую роль долгоживущего изотопа криптона ^{85}Kr ($T_{1/2} = 10,7$ года) в газоаэрозольных выбросах АЭС, характерную для всех типов ядерных реакторов. Как отмечалось выше, основной способ снижения активности РИГ в газоаэрозольных выбросах состоит в их задержке в пределах АЭС с использованием камер выдержки или радиохроматографических колонн. Естественно, указанные устройства в системах очистки не могут снизить активность радионуклида с таким большим периодом полураспада.

В соответствии с Санитарными правилами проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-03) установлены квоты на дозовые нагрузки для населения от радионуклидов газоаэрозольных выбросов и жидких сбросов. Для действующих АЭС суммарные дозовые нагрузки (дозовые квоты) по двум путям поступления радионуклидов в окружающую среду составляют 0,25 мЗв/год, а для проектируемых и строящихся — 0,1 мЗв/год. Указанные значения дозовых нагрузок определяются как суммарные за счет облучения населения от радиоактивных газоаэрозольных выбросов в атмосферу и жидких сбросов в поверхностные воды водоема-охладителя в целом для АЭС независимо от количества энергоблоков на ее площадке. При нормальной эксплуатации АЭС значения дозовых нагрузок по этим путям поступления радионуклидов в окружающую среду распределяются в соответствии с приведенными в табл. 6.1 данными.

Указанные в табл. 6.1 значения определяют предельно-допустимые газоаэрозольные выбросы и жидкие сбросы радионуклидов АЭС. Расчетное определение газоаэрозольных ПДВ и жидких сбросов осуществляется с учетом всех возможных путей

формирования дозовых нагрузок как внешнего, так и внутреннего облучения человека. Результаты такого расчета для газоаэрозольных выбросов представлены в табл. 6.2. Отметим, что СП АС-03 устанавливает определенный запас по выбросам и сбросам радиоактивных веществ в окружающую среду (так называемые контрольные уровни). Это означает, что выбросы при функционировании АЭС должны быть меньше предельно допустимых значений. Реальные дозовые нагрузки на население региона размещения АЭС оказываются существенно меньше выделенных дозовых квот. При этом и активности радионуклидов в газоаэрозольных выбросах также намного меньше предельно допустимых значений, приведенных в табл. 6.2.

Таблица 6.1

Дозовые квоты на облучение населения в регионе размещения АЭС при нормальной ее эксплуатации, мЗв/год

Поступление радионуклидов в окружающую среду	Состояние АЭС	
	Действующая	Строящаяся или проектируемая
Газоаэрозольные выбросы	0,20	0,05
Жидкие сбросы	0,05	0,05
<i>Всего</i>	<i>0,25</i>	<i>0,10</i>

Таблица 6.2

Годовые газоаэрозольные ПДВ радионуклидов в атмосферу в условиях нормальной эксплуатации АЭС с различными типами ядерных реакторов, Гбк

Радионуклид	АЭС с РБМК	АЭС с ВВЭР и БН	АЭС с ЭГП-6
РИГ	$3,7 \cdot 10^6$	$0,69 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$
^{131}I (молекулярная + аэрозольная формы)	93	18	18
^{60}Co	2,5	7,4	7,4
^{134}Cs	1,4	0,9	0,9
^{137}Cs	4,0	2,0	2,0

Таблица 6.3

**Газоаэрозольные выбросы некоторых АЭС России в 2010 г., абсолютные значения, ГБк;
нормализованные, Бк/(Вт·год), и доля ПДВ, %**

АЭС	Электрическая мощность, МВт	Радионуклидный состав				
		РИГ	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ C	⁶⁰ Co
Калининская	3000 (3 блока ВВЭР-1000)	20,03·10 ³ 6,7·10 ³ 2,9 % ПДВ	1,70·10 ⁻³ 0,57 9,4 % ПДВ	4,19·10 ⁻³ 1,4·10 ⁻³ 0,47 % ПДВ	6,14·10 ⁻³ 2,0·10 ⁻³ 0,31 % ПДВ	3,01·10 ⁻³ 1,0·10 ⁻³ 0,04 % ПДВ
Кольская	1760 (4 блока ВВЭР-440)	—	0,0173 9,83·10 ⁻³ 0,1 % ПДВ	—	—	—
Курская	4000 (4 блока РБМК-1000)	5,17·10 ⁵ 1,29·10 ⁵ 13,9 % ПДВ	2,723 0,680 2,93 % ПДВ	0,012 3,085·10 ⁻³ 0,88 % ПДВ	0,080 20,193·10 ⁻³ 2,02 % ПДВ	0,557 139,388·10 ⁻³ 22,3 % ПДВ
Билибинская	48 (4 блока ЭГП-6)	3,59·10 ⁵ 7,49·10 ⁶ 17,9 % ПДВ	—	—	—	0,019 0,40 0,26 % ПДВ

Действующие атомные станции России ежегодно публикуют отчеты по экологической безопасности, включающие данные о фактических значениях газоаэрозольных выбросов наиболее значимых радионуклидов с точки зрения радиационного воздействия на природные комплексы и облучаемость населения. В табл. 6.3 приведены опубликованные данные по газоаэрозольным выбросам РИГ (смесь), продуктам деления ^{131}I (молекулярная + аэрозольная формы), ^{134}Cs , ^{137}Cs и радиоактивному продукту коррозии ^{60}Co за 2010 год на Калининской, Кольской, Курской и Билибинской АЭС.

Представленные в табл. 6.3 данные показывают, что активность газоаэрозольных выбросов определяется в основном РИГ. Технологическая схема преобразования энергии на АЭС с кипящими реакторами (РБМК, ЭГП-6 и др.), где на турбину и в конденсатор поступает радиоактивный пар, обеспечивает выход РИГ в атмосферный воздух существенно выше, чем на АЭС с ВВЭР. Однако ни по одному из радионуклидов на АЭС не наблюдались превышения ПДВ.

Контрольные вопросы и задания

1. Поясните причины существенных отличий мощностей газоаэрозольных выбросов на АЭС с ядерными реакторами ВВЭР и РБМК одинаковой мощности.

2. Назовите значения дозовых квот облучаемости населения за счет газоаэрозольных выбросов действующих и строящихся или проектируемых АЭС.

3. Различаются ли значения дозовых квот облучаемости населения для АЭС с различными типами ядерных реакторов?

Заключение

Одним из путей поступления радионуклидов в окружающую среду при нормальных условиях эксплуатации АЭС являются газоаэрозольные выбросы в атмосферный воздух через высотную вентиляционную трубу. В составе газоаэрозольных выбросов присутствуют радиоактивные продукты деления ядерного топлива и радионуклиды, образовавшиеся в результате реакций активации. Под воздействием направленного конвективного переноса ветром и атмосферной турбулентности формируется характерная расширяющаяся по мере удаления от вентиляционной трубы газоаэрозольная струя.

В пособии приведены соотношения для расчета удельной объемной активности радионуклидов, полученные на основе гауссовой модели рассеяния примеси в атмосфере. Снижение активности в результате процессов радиоактивного распада, гравитационного осаждения аэрозольных частиц и вымывания их осадками учитывается введением соответствующих безразмерных поправок (функций истощения газоаэрозольного факела). Рассмотрены камерные модели переноса и накопления радионуклидов в объектах окружающей среды: сельскохозяйственной и дикорастущей растительности (надземной ее части); экологической системе «хвойный лес» с оценкой динамики накопления радионуклидов в основных компонентах хвойного дерева (сосны обыкновенной); поступления радиоактивных изотопов йода в молоко или мясо крупного рогатого скота при выпасе на загрязненной траве и накопления радионуклидов йода в организме человека по соответствующим пищевым цепочкам. Изложены принципиальные методы очистки газоаэрозольных выбросов от радионуклидов. Для снижения активности РИГ (изотопы криптона и ксенона) используют камеры выдержки и радиохроматографические колонны с активированным углем. Задержку РИГ в объеме камер выдержки или в радиохроматографической колонне обеспечивают уменьшение активности на выходе из вентиляционной трубы за счет радиоактивного распада.

При расчетном определении дозовых нагрузок на население в регионе размещения АЭС использована приземная удельная объемная активность радионуклидов на заданном расстоянии от АЭС. Доза внешнего облучения формируется от объемного источника (газоаэрозольного факела) и плоского источника выпавших на подстилающую поверхность радионуклидов. Внутреннее облучение связано с ингаляционным поступлением радионуклидов в организм человека, а также с питьевой водой и по пищевым цепочкам при употреблении в пищу загрязненных продуктов. Все изложенные модели и полученные на их основе соотношения позволяют получить количественные оценки облучаемости населения.

Приведены данные по радионуклидному составу и мощности газоаэрозольных выбросов на АЭС с реакторами различных типов. Показано, что фактические значения газоаэрозольных выбросов на всех АЭС существенно ниже предельно допустимых значений. Это обеспечивает непревышение выделенной для АЭС дозовой квоты облучения населения в регионах размещения АЭС.

В целом изложенные в учебном пособии проблемы позволяют студентам не только понять механизмы и закономерности распространения радионуклидов газоаэрозольных выбросов и соответствующего радиационного воздействия АЭС на объекты окружающей среды и население, но и освоить методики расчетов накопления активности и формирования дозовых нагрузок. Материалы учебного пособия позволят студентам, обучающимся по специальности «Ядерные реакторы и материалы», квалифицированно подготовить расчетное обоснование экологической безопасности разрабатываемой ядерной энергетической установки в рамках дипломного проектирования.

Литература

Основная

Баклушин Р.П. Эксплуатация АЭС: учеб. пособие: в 2 ч. Ч. 1: Работа АЭС в энергосистемах. Ч. 2: Обращение с радиоактивными отходами. М.: НИЯУ МИФИ, 2011. 304 с.

Билибинская атомная станция. Отчет по экологической безопасности за 2010 год. М.: Изд-во АНО «Центр содействия социально-экологическим инициативам атомной отрасли», 2011. 36 с.

Калининская атомная электростанция. Отчет по экологической безопасности за 2010 год. М.: Изд-во АНО «Центр содействия социально-экологическим инициативам атомной отрасли», 2011. 36 с.

Курская атомная станция. Отчет по экологической безопасности за 2010 год. М.: Изд-во АНО «Центр содействия социально-экологическим инициативам атомной отрасли», 2011. 40 с.

Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). М.: Энергоатомиздат, 2009. 225 с.

Опыт эксплуатации системы очистки выбросов от газообразных продуктов деления корпусного кипящего реактора ВК-50 / А.С. Курский, В.М. Ещеркин, В.В. Калыгин, А.М. Краснов // Ядерная и радиационная безопасность. 2011. № 2. С. 3–8.

Отчет по экологической безопасности Филиала ОАО «Концерн Росэнергоатом» «Кольская атомная станция за 2010 год». М.: Изд-во АНО «Центр содействия социально-экологическим инициативам атомной отрасли», 2011. 28 с.

Радиоэкологические и медикобиологические последствия радиационного воздействия / Н.А. Мешков, Е.А. Вальцева, С.И. Иванов, А.В. Пузанов. М.: Наука, 2012. 234 с.

Дополнительная

Алоян А.Е. Моделирование динамики и кинетики газовых примесей и аэрозолей в атмосфере. М.: Наука, 2008. 416 с.

Бадяев В.В., Егоров Ю.А., Казаков С.В. Охрана окружающей среды при эксплуатации АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1990. 224 с.

Гусев Н.Г., Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере: справочник. М.: Энергоатомиздат, 1991. 256 с.

Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности. М.: Энергоатомиздат, 1991. 352 с.

Машкович В.П., Кудрявцева А.В. Защита от ионизирующих излучений: справочник. М.: Энергоатомиздат, 1995. 496 с.

Методы расчета распространения радиоактивных веществ в окружающей среде и доз облучения населения. М.: МХО «Интератомэнерго», 1992. 334 с.

Радиоактивные отходы АЭС и методы обращения с ними // А.А. Ключников, Э.М. Пазухин, Ю.М. Шигера, В.Ю. Шигера. Киев: Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины. 2005. 487 с.

Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-03) / Постановление Главного санитарного врача РФ № 69 от 28.04.2003.

Интернет-источники

<http://www.rosatom.ru> — сайт госкорпорации «Росатом»

<http://www.rosenergoatom.ru> — сайт концерна «Росэнергоатом» (эксплуатирующая организация всех АЭС России)

<http://www.iaea.org> — сайт Международной комиссии по атомной энергии (МАГАТЭ)

Оглавление

Предисловие	3
Введение	5
1. Радионуклидный состав газоаэрозольных выбросов АЭС	8
1.1. Радионуклиды — продукты деления и их радиационные характеристики	9
1.2. Радионуклиды активации теплоносителя, конструкционных материалов и их радиационные характеристики.....	11
Контрольные вопросы и задания	13
2. Распространение радионуклидов газоаэрозольного выброса в атмосферном воздухе. Модель расчета удельной объемной активности	15
2.1. Гауссова модель формирования распределения радионуклидов газоаэрозольных выбросов АЭС в атмосфере	16
2.2. Безразмерные поправки (функции истощения газоаэрозольного выброса) на уменьшение активности газоаэрозольного факела	21
Контрольные вопросы и задания	24
3. Миграция и накопление радионуклидов газоаэрозольного выброса АЭС в объектах окружающей среды	25
3.1. Модель накопления радионуклидов в наземной части растительности	25
3.2. Динамика переноса и накопления радионуклидов газоаэрозольного выброса АЭС в экологической системе «хвойный лес»	29
3.3. Камерная модель накопления радиоактивных изотопов йода в организме человека при употреблении загрязненных молока и мяса коровы	33
Контрольные вопросы и задания	36
4. Методы очистки газоаэрозольных выбросов АЭС от радионуклидов	37
4.1. Снижение активности радиоактивных инертных газов в газоаэрозольных выбросах АЭС	38
4.2. Очистка воздуха от радионуклидов в составе аэрозолей	42

4.3. Очистка газоаэрозольных выбросов АЭС от радиоактивных изотопов йода	44
4.4. Системы снижения активности радионуклидов газоаэрозольных выбросов на АЭС с различными типами реакторов	46
Контрольные вопросы и задания	50
5. Методики расчета дозовых нагрузок на население от радионуклидов газоаэрозольного выброса в регионе размещения АЭС	51
5.1. Расчет дозовых нагрузок внешнего облучения от газоаэрозольного факела как объемного излучающего источника	54
5.2. Расчет дозовых нагрузок внешнего облучения от радионуклидов, выпавших на поверхность земли из газоаэрозольного факела	56
5.3. Определение дозы внутреннего облучения при ингаляционном поступлении радионуклидов в организм	59
5.4. Расчет дозовых нагрузок по пищевым цепочкам за счет употребления в пищу загрязненных радионуклидами продуктов	63
Контрольные вопросы и задания	65
6. Особенности радионуклидного состава и мощности газоаэрозольных выбросов на АЭС с реакторами различных типов ..	67
Контрольные вопросы и задания	71
Заключение	72
Литература	74
Интернет-источники	75

Учебное издание

Перевезенцев Владимир Васильевич

**Газоаэрозольные выбросы
атомных электростанций,
миграция и накопление радионуклидов
в объектах окружающей среды**

Редактор С.А. Серебрякова

Художник Я.М. Ильина

Корректор Р.В. Царева

Компьютерная верстка С.А. Серебряковой

В оформлении использованы шрифты
Студии Артемия Лебедева.

Оригинал-макет подготовлен
в Издательстве МГТУ им. Н.Э. Баумана.

Подписано в печать 18.12.2015. Формат 60×90/16.
Усл. печ. л. 5,0. Тираж 100 экз. Изд. № 316-2015. Заказ

Издательство МГТУ им. Н.Э. Баумана.
105005, Москва, 2-я Бауманская ул., д. 5, стр. 1.
press@bmstu.ru
www.baumanpress.ru

Отпечатано в типографии МГТУ им. Н.Э. Баумана.
105005, Москва, 2-я Бауманская ул., д. 5, стр. 1.
baumanprint@gmail.com