

12. Таблицы физических величин: Справочник / Под ред. И. К. Кикоина — М. : Атомиздат.— 1008 с.
13. Справочник по свойствам, методам анализа и очистки воды / Л. А. Кульский, И. Т. Гороновский, А. М. Когановский, Шевченко М. А.— Киев : Наук. думка, 1979.— 209 с.
14. Создать новые и усовершенствовать существующие технологические процессы, оборудование, конструкционные сооружения для очистки питьевой воды с учетом повышенных требований к её качеству при использовании поверхностных источников и водохранилищ УССР // Заключ. отчет по теме 2.03.01.76.2.0.— Киев : Минжилкоммунхоз, 1979, № ГР 75025003.— 138 с.
15. Гусев Н. Г., Дмитриев П. П. Радиоактивные цепочки: Справочник.— М. : Энергатомиздат, 1988.— 112 с.
16. Нормы радиационной безопасности (НРБ-76).— Ю. : Атомиздат, 1978.— 55 с.
17. Москалев Ю. И. Минеральный обмен.— М. : Медицина, 1985.— 288 с.
18. Тимофеева-Ресовская Е. Д., Тимофеев-Ресовский Н. В. // Тр. Ин-та биологии Урал. филиала АН СССР.— 1960.— Вып. 12.— С. 35.
19. Nakamura Kiyoshi, Nagaya Yutaka. // J. Radioanal. and Nucl. Chem. Art.— 1990.— 138, N 1.— Р. 153—164.
20. Joshi S. R. // Water, Air and Soil Pollut.— 1988.— 42, N 1/2.— Р159—168.
21. Геденов Л. И., Жилкина М. И., Гритченко З. Г. // Исследование процессов самоочищения атмосферы от радиоактивных изотопов.— Вильнюс, 1968.— С. 185.
22. Радио-геохимия в зоне влияния Чернобыльской АЭС / Е. В. Саботович, Г. М. Бондаренко, Ю. А. Ольховик и др.— Киев : Наук. Думка.— 1992.— 146 с.
23. Гарецкий Л. А., Кудельский А. В. // Природа.— 1982.— № 12.— С. 18—23.
24. Шведов В. П., Седов В. М., Рыбальченко И. Л., Власов И. Н. Ядерная технология / Под общ. ред. И. Д. Морохова — М. : Атомиздат, 1979.— 336 с.
25. Природные изотопы гидросфера / В. И. Ферронский, В. Т. Дубинчук, В. А. Поляков и др.— М. : Недра.— 1975.— 280 с.
26. Максин В. И., Стандричук О. З. // Проблемы экологии и пути их решения: Материалы научно-практической конф. (Киев 24—25 апр. 1991).— Киев : Изд-во Воен. Акад. ПВО и СВ, 1991.— С. 106—107.
27. Международные стандарты питьевой воды.— Женева : Изд-во. Всемир. организации здравоохранения, 1964.— 48 с.

Ин-т коллоид. химии и химии воды
им. А. В. Думанского НАН Украины, г. Киев

Поступила
09.04.96

О. З. Сандритчук, В. И. Максин, В. В. Гончарук

ОБЪЕМЫ ВЫБРОСА РАДИОНУКЛИДОВ В ВОДОЕМЫ ПРИ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС И СПЕЦИФИКА РАЗВИТИЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ В ПОСЛЕАВАРИЙНЫЕ ПЕРИОДЫ

Указан полный состав радионуклидного загрязнения, выброшенного в окружающую среду вследствие аварии на ЧАЭС, специфика качественного и количественного изменения которого предполагает деление послеаварийного времени на пять условных поставарийных периодов. Приведены данные об уровнях в мае 1986 г. активности основных осколочных радионуклидов в речной воде, атмосферных осадках и сточных водах пунктов санитарной обработки (ПуСО). По этим данным оценены объемы сброса радиоактивного загрязнения в Киевское водохранилище ($\sim 1,56 \cdot 10^{10}$ КИ, что эквивалентно 144,57 кг радионуклидов или 3,67 % их массы в реакторе) и выноса в Днепр. Показана взаимосвязь посезонного состояния водоемов, близлежащих к ЧАЭС, со специфическим развитием в них радиационной обстановки после аварии. Предложен апробированный вариант усовершенствования традиционной технологии приготовления питьевой воды из открытого водоисточника в течение I—II-го поставарийных периодов.

Исследования, связанные с изучением последствий аварии на ЧАЭС, в частности, характера и объемов радиоактивного загрязнения окружающей среды, а также развития радиационной обстановки после аварии представляют постоянный практический и общепознавательный интерес [1—5]. Так как рекомендации [6, 7] по решению водных проблем в условиях радиоактивного загрязнения водоемов оказались в свете отдельных аспектов постчернобыльской ситуации недостаточными, интерес к работам, изучающим уроки ликвидации последствий аварии на ЧАЭС [6—9], не убывает.

При этом, как показывает анализ доступной литературы, вопросы, касающиеся взаимосвязи предаварийных параметров посезонного состояния близлежащих к ЧАЭС водоемов со специфическим развитием радиационной обстановки в них в послеаварийный периоды, а также связанной с этим необходимости усовершенствования традиционных технологий очистки воды, исследованы очень мало. Кроме того, имеющиеся в [1—4] данные об объемах выбросов и составах радионуклидного загрязнения, поступивших в водоемы вследствие аварии на ЧАЭС, неполные и зачастую противоречивые. В этой связи предлагаемая публикация, заполняющая указанные пробелы данными, полученными нами непосредственно после Чернобыльской аварии и подвергнутыми критическому анализу в виде отдельного исследования, представляет интерес при разработке рекомендаций по решению водных проблем в условиях радиоактивного загрязнения водоисточников.

Методика эксперимента. Для определения активностей радиоактивных изотопов в образцах воды использована гамма-спектроскопия высокого разрешения. Спектры записывали в ИЯИ НАН Украины на спектрометре с Ge (Li) детектором, рабочим объемом ≈ 40 см³ и разрешением до 3,8 кэВ по фотопику γ -излучения с энергией 1332,5 кэВ от ^{60}Co , подключенному к анализатору импульсов на 4096 каналов и мини-ЭВМ ДЗ-28. Калибровку спектрометра осуществляли по стандартам, содержащим γ -излучатели ^{226}Ra и ^{152}Eu , энергии которых хорошо известны [10].

Расчет активности радионуклида (Ки/дм³ (Ки/кг)) в образце осуществлялся по известной [10, 11] формуле

$$A_i = \frac{K \cdot N_i}{3,7 \cdot 10^{10} \cdot V \cdot I \cdot t \cdot e} .$$

где K — нормативный множитель, определяемый экспериментально для каждой серии измерений по калибровочным ^{137}Cs -содержащим растворам с известными A_i ; N_i — количество отсчетов в аналитическом пике; I — выходы соответствующих γ -квантов, которые брали из справочных данных [10—12], квант/распад; V — объем (масса) пробы, dm^3 (кг); t и e — время (с) и относительная эффективность регистрации γ -квантов, подбираемые экспериментально для каждой серии определений; $3,7 \cdot 10^{10}$ — коэффициент перевода единиц измерения распад/с в Кн.

Идентификацию радионуклидов осуществляли согласно рекомендациям [10]. При этом считалось, что A_i достоверно определено, если выполнялось условие: $S(S + 10) \gg \pi^2 \cdot \Sigma N_i$, где S — площадь под пиком, а ΣN_i — суммарное количество отсчетов в размеченной зоне. Если же указанное условие не выполнялось и $S(S + 10) \approx \pi^2 \cdot \Sigma N_i$ или $S(S + 10) \leq \pi^2 \cdot \Sigma N_i$, то значение $A_i = (\pi \cdot \sqrt{\Sigma N_i - S})$ соответственно со знаками (\geq) или (\leq), либо результат вовсе не заносился как достоверно не определенный при $S(S + 10) \ll \pi^2 \cdot \Sigma N_i$.

Указанный диапазон разрешения линий в спектре и описанная методика их идентификации были вполне достаточными для того, чтобы в спектре загрязнений достоверно определять значение A_i 10—15 изотопов, составляющих $\sim 20\text{--}25\%$ от их общего вероятного числа в смеси.

Для выявления корреляционной взаимосвязи параметров состояния водоемов, близлежащих к ЧАЭС в предаварийный период со специфическим развитием радиационной обстановки в них после аварии были использованы результаты собственных исследований, проведенных в мае 1986 г., а также известные справочные и статистические данные [8, 12—14], которые сопоставлялись и обрабатывались совместно в графическом режиме с помощью Harvard Graphics (Version 2.3).

Результаты и их обсуждение. На рис. 1 выборочно представлены γ -спектры образцов воды с радиоактивными загрязнениями, выброшенными вследствие аварии на ЧАЭС, записанные в различное время с 30 апреля по 25 июня 1986 г. Анализ полученных результатов показал, что (см. рис. 1) естественная трансформация γ -спектров в этот период была осложнена дополнительными поступлениями радионуклидов вследствие работ, проводимых на разрушенном реакторе и в зоне отчуждения по ликвидации последствий аварии. Так, если в первые дни после аварии на спектрах четко проявлялись в основном: ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{99}Mo , ^{103}Ru , ^{131}I , ^{132}Te , $^{134,137}\text{Cs}$, ^{140}Ba , ^{140}La и $^{141,144}\text{Ce}$ — радионуклиды осколочного происхождения из максимумов кривой их выхода в реакторном процессе [10—12] и лишь очень слабая полоса в области трансуранового изотопа ^{239}Np из цепочек радиоактивного выгорания топлива (рис. 1, 1); то впоследствии радионуклидная смесь становится более богатой и γ -спектры образцов воды усложняются (рис. 1, 2, 3). К сожалению, техническое обеспечение экспериментов в начале пост-аварийного времени не позволяло регистрировать и достоверно определять текущие значения A_i всех компонентов радионуклидного загрязнения в том числе $^{89,90}\text{Sr}$, ^{240}Pu и др.— изотопов высокой радиотоксичности. Однако, учитывая масштабы аварии (разрушение активной зоны реактора, выброс и горение реакторного графита, выброс аэрозолей и паров охлаждающей воды, содержащих продукты коррозии конструкций, сброс сыпучих материалов в активную зону и т. д.), не трудно предположить насколько богатыми должны были бы быть спектры радиоактивных загрязнений в случае экспериментальной возможности регистрации всех радионуклидов. Примерно состав радиоактивных загрязнений, который рекомендуется учитывать при оценке последствий Чернобыльской аварии, может быть получен путем вычитания из исходно богатой смеси радионуклиды с ничтожным долевым содержанием, а также с $T_{1/2} \leq 1$ сут и $T_{1/2} \geq 10^5\text{--}10^6$ лет. В частности, в табл. 1 приведены наиболее распространенные радионуклиды, которые, предположительно, обусловливали исходную радиационную обстановку и ее изменение в близлежащих к ЧАЭС водоемах.

Здесь же приведены необходимые характеристики радионуклидов ($T_{1/2}$, массовые доли в соответствующей смеси, основной род излучений, класс радиотоксичности) [10—12, 15, 16]. Долевые соотношения радионуклидов осколочного происхождения в радиоактивных выбросах (см. табл. 1) должны сохраняться примерно на уровне массовых выходов осколков в топливном цикле [10—12]. К сожалению, в табл. 1, вынуждено опущены соответствующие значения для большого количества радионизотопов активационного происхождения (^3H , ^{14}C , ^{55}Fe , ^{60}Co и т. д.), а также трансурановых α -излучателей в радиоактивных выбросах, поскольку для их достоверной оценки

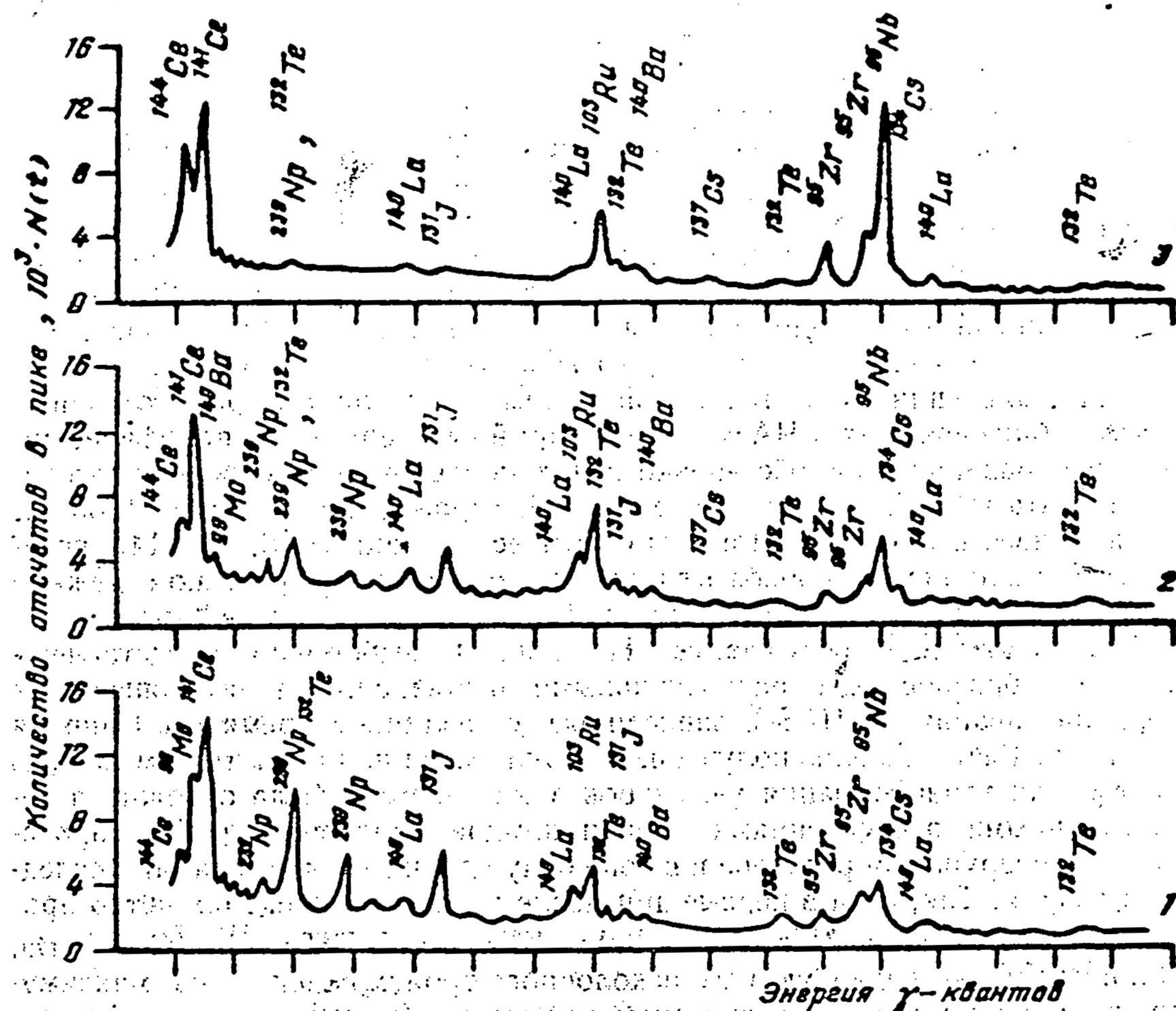


Рис. 1. Спектры γ -излучения от образцов радиоактивно-загрязненной воды, взятых из Киевского водохранилища 30 апреля (1), 7 мая (2) и 25 июня (3) 1986 г.

нет необходимых экспериментальных данных. Согласно косвенным оценкам, в окружающую среду выброшено, предположительно, 10^3 — 10^4 КИ радионизотопа ^{14}C . Суммарный же выброс трансурановых α -излучателей оценивается нами на уровне $5 \cdot 10^2$ КИ.

В процессе исследований закономерностей убывания числа радионизотопов относительно их полного состава в радиоактивной смеси в результате распада, в частности, располагая радионуклиды по их конечным временам распада, условно определяемым как $t_k \geq 10T_{1/2}$ соответствующего изотопа, была обнаружена специфическая функция (рис. 2). Значения t_k для наиболее распространенных радионуклидов приведены в табл. 1. Согласно этому, послеаварийное время для аварий, подобных Чернобыльской и более крупных, может быть разбито на пять условных поставарийных периодов.

1-й поставарийный период — длится один послеаварийный год, закончившийся в 1987 г. (рис. 2, a). В течение этого периода распадается до 20 % радионуклидов от их $N_{\text{исх}}$ числа в смеси и в радионуклидных загрязнениях практически до уровня соответствующих ПДК снижаются значения A_i радионуклидов с периодами полураспада от $T_{1/2} = 140\text{La}$ до $T_{1/2} = 141\text{Ce}$.

Таблица 1. Наиболее распространенные α -, β - и γ -излучающие радионуклиды в радиоактивных загрязнениях, выброшенные в окружающую среду и обусловливающие впоследствии радиационную обстановку в близлежащих к ЧАЭС водоемах после аварии 26.04.1986 г.

Радионуклид	Период полураспада, $T_{1/2}$	Род излучений	М. д., % в данной группе	Класс радиотоксичности *	Граница конечного распада **
Радионуклиды осколочного происхождения					
^{85}Kr	10,72 лет	β^-	0,30	Г	2092 г.
^{89}Sr	50,62 сут	β^-	4,47	В	18.09.87
^{90}Sr	29,2 лет	β^-	5,83	А	2278 г.
^{90}Y	2,6775 сут	β^- , γ	5,83	В	22.05.86
^{91}Y	58,51 сут	β^- , γ	5,91		01.12.87
^{95}Zr	64,02 сут	β^- , γ	6,52	В	25.01.88
^{95}Nb	34,979 сут	β^- , γ	6,52	В	15.04.87
^{99}Mo	2,75 сут	β^- , (γ)	4,50	Б	23.05.86
^{99}Tc	$2,13 \cdot 10^5$ лет	β^- , γ	4,50		«вечно»
^{103}Ru	39,254 сут	β^- , γ	3,01	В	28.05.87
^{106}Ru	371,6 сут	β^-	0,39	В	28.06.96
^{129}I	$1,56 \cdot 10^6$ лет	β^- , γ	0,30	А	«вечно»
^{131}I	8,0123 сут	β^- , γ	3,10	Б	15.07.86
^{132}Te	3,275 сут	β^- , γ	5,95	В	29.05.86
^{133}J	0,871 сут	β^- , γ	6,90	В	05.05.86
^{133}Xe	5,247 сут	β^- , γ	6,22	Г	18.06.86
^{134}Cs	2,062 лет	β^- , γ	6,00	В	2007 г.
^{137}Cs	30,0 лет	β^- , γ	6,37	Б	2286 г.
^{140}Ba	12,746 сут	β^- , γ	6,36	Б	31.08.86
^{140}La	1,6785 сут	β^- , γ	6,36	В	12.05.86
^{141}Ce	32,50 сут	β^- , γ	5,80	В	16.03.87
^{143}Pr	13,56 сут	β^-	5,86	В	08.09.86
^{144}Ce	285,8 сут	β^- , γ	5,41	А	21.02.94
^{147}Nd	11,05 сут	β^- , γ	2,16	В	14.08.86
^{147}Pm	2,623 лет	β^-	2,16	В	2012 г.
^{151}Sm	90 лет	β^- , γ	0,39	В	2886 г.
Радионуклиды активационного происхождения					
^3H	12,33 лет	β^-			2109 г.
^{14}C	$5,73 \cdot 10^3$ лет	β^-			«вечно»
^{45}Ca	161,5 сут	β^- , γ		Б	25.09.90
^{55}Fe	2,68 лет	β^- , γ		Б	2013 г.
^{59}Fe	46,5 сут	β^- , (γ)		В	03.08.87
^{60}Co	5,26 лет	β^- , γ		Б	2039 г.
^{63}Ni	100,1 лет	β^- , γ		В	2987 г.
^{93}Zr	$1,5 \cdot 10^6$ лет	β^- , γ		В	«вечно»
Топливные и трансуранные радионуклиды					
^{235}U	$7,1 \cdot 10^5$ лет	α	$\leq 2,0$	А	«вечно»
^{238}U	$4,68 \cdot 10^9$ лет	α	≈ 98	А	«вечно»
^{238}Np	2,117 сут	β^- , γ		А	16.05.86
^{238}Pu	86,96 лет	α (γ)		А	2856 г.
^{239}Np	2,347 сут	β^- , γ		А	19.05.86
^{239}Pu	$2,41 \cdot 10^4$ лет	α (γ)		А	«вечно»
^{240}Pu	$6,57 \cdot 10^3$ лет	α (γ)		А	«вечно»
^{241}Pu	14,38 лет	β^- , (α , γ)		А	2130 г.
^{241}Am	$4,32 \cdot 10^2$ лет	α , γ		А	«вечно»
^{242}Pu	$3,79 \cdot 10^5$ лет	α		А	«вечно»

Примечание. * — приведенные классы радиотоксичности радионуклидов соответствуют, согласно [11, 16], следующим значениям их ПДК в воздухе (Ки/дм³): А — не более $1 \cdot 10^{-13}$, Б — от $1 \cdot 10^{-13}$ до $1 \cdot 10^{-11}$, В — от $1 \cdot 10^{-10}$ до $1 \cdot 10^{-9}$, Г — около 1×10^{-9} ; ** — указана дата, определяемая прибавлением к дате 26 апреля 1986 г. десяти $T_{1/2}$ соответствующего радионуклида и условно приравниваемая границе его конечного распада при исходных значениях $A_i \leq 1 \cdot 10^{-9}$ Ки/дм³. Причем дата, лежащая за пределами смены более 25—30 человеческих поколений, условно обозначена словом «вечно».

Соответственно в этот интервал попадают такие распространенные в радиоактивных выбросах осколочные радионуклиды, как ^{90}Y , ^{99}Mo , $^{131,133}\text{I}$, ^{132}Te , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{143}Pr , ^{147}Nd и два трансурановых α -излучателя $^{238,239}\text{Np}$.

II-й постраварийный период — длится примерно четыре послеаварийных года. В течение данного периода, закончившегося в 1990 г. (рис. 2, а), распадается до 40 % радионуклидов от их $N_{\text{исх}}$ числа в смеси. К этому времени в радионуклидных загрязнениях практически до уровня соответствующих ПДК снижаются значения A_i радионуклидов с периодами полураспада от $T_{1/2} = 141\text{Ce}$ до $T_{1/2} = 45\text{Ca}$. В данный интервал попадают следующие радионуклиды осколочного происхождения: ^{89}Sr , ^{91}Y , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{141}Ce , а также несколько радиоактивных продуктов коррозии конструкционных материалов активационного происхождения — ^{59}Fe , ^{68}Co и др.

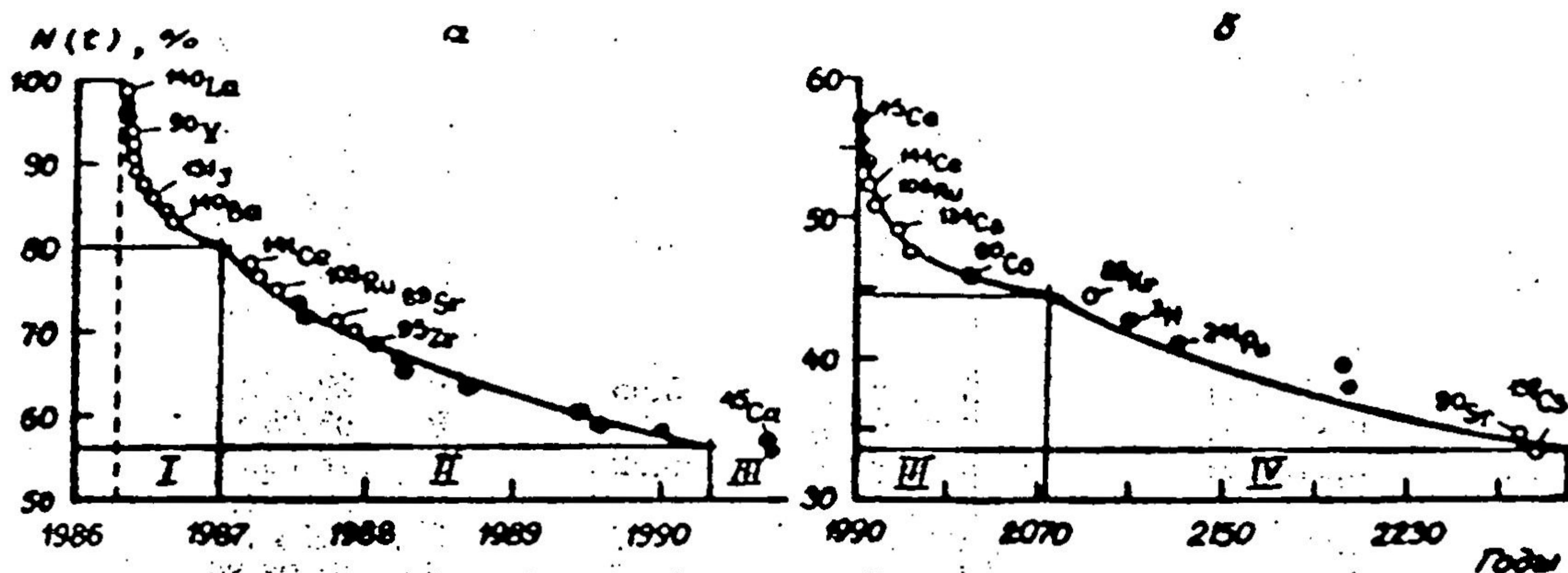


Рис. 2. Функция убывания во времени числа N (1) изотопов в радионуклидной смеси (согласно условию $t_k \leq 10 \cdot T_{1/2}$), выброшенной в окружающую среду вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, начиная с момента первых выбросов 26 апреля 1986 г. по 1990 (а) и 2330 гг. (б): о — радионуклиды осколочного происхождения; \odot — радионуклиды активационного происхождения; ● — трансурановые радионуклиды и промежуточные радионуклиды природного распада урана.

III-й постраварийный период — длится в среднем 86 послеаварийных лет. Это время, равное средней продолжительности жизни человека или смене 2 человеческих поколений, которое закончится примерно в 2072 г. В течение данного периода (рис. 2, б) распадается более 50 % радионуклидов от их $N_{\text{исх}}$ числа в смеси. К этому времени в радионуклидных загрязнениях практически до уровня соответствующих ПДК снижаются A_i радионуклидов с периодами полураспада от $T_{1/2} = 45\text{Ca}$ до $T_{1/2} = 60\text{Co} \div 85\text{Kr}$. В данный интервал попадают следующие радионуклиды осколочного происхождения: ^{103}Ru , ^{134}Cs , ^{141}Ce и др., а также такие широко известные изотопы с наведенной активностью, как ^{45}Ca , ^{55}Fe , ^{60}Co .

IV-й постраварийный период — длится в среднем 344 послеаварийных года. Это время, равное смене 8 человеческих поколений, закончится в 2330 г. В течение данного периода (рис. 2, б) распадается $\sim 66,7\%$ изотопов от их $N_{\text{исх}}$ числа в радионуклидной смеси. К этому времени в радионуклидных загрязнениях практически до уровня соответствующих ПДК снижаются A_i радионуклидов с периодами полураспада от $T_{1/2} = 60\text{Co} \div 85\text{Kr}$ до $T_{1/2} = 90\text{Sr} \div 137\text{Cs}$. В данный интервал попадают широкораспространенные в радиоактивных выбросах изотопы ^{60}Co и ^3H активационного происхождения, высокотоксичные осколочные радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{85}Kr , а также трансурановый радиоизотоп ^{241}Pu и сопутствующие промежуточные радионуклиды природного распада урана — ^{210}Pb , ^{227}Ac .

Учитывая, что распадающиеся в пределах последних двух постраварийных периодов радионуклиды высокоподвижны в окружающей среде и принадлежат к химическим элементам с феноменологической биоактивностью [17—22], следует, на наш взгляд, ожидать именно к середине III-го постраварийного периода (т. е. в 2030 г. ± 5 лет) проявления специфических экологических последствий от аварии на ЧАЭС, но это предмет отдельных исследований.

В течение заключительного V-го поставарийного периода распадаются все остальные долгоживущие радионуклиды с периодами полураспада $\geq 0,1 \cdot T_{1/2}$ ^{14}C . В это время в окружающейся среде останутся, в основном, высокотоксичные α -излучатели (топливные $^{235,238}\text{U}$, продукты их природного распада [15] и трансурановые радиоизотопы), несколько долгоживущих осколочных радионуклидов (^{99}Tc , ^{129}I , ^{135}Cs) и наиболее распространенные активационные радиоизотопы ^{14}C и ^{93}Zr аварийного происхождения.

Проанализовав ежегодные посезонные состояния открытых водоемов [14], а также геохимические особенности поверхностных [8, 12, 14, 22] и подземных [22, 23] вод из близлежащих к ЧАЭС районов, приходится

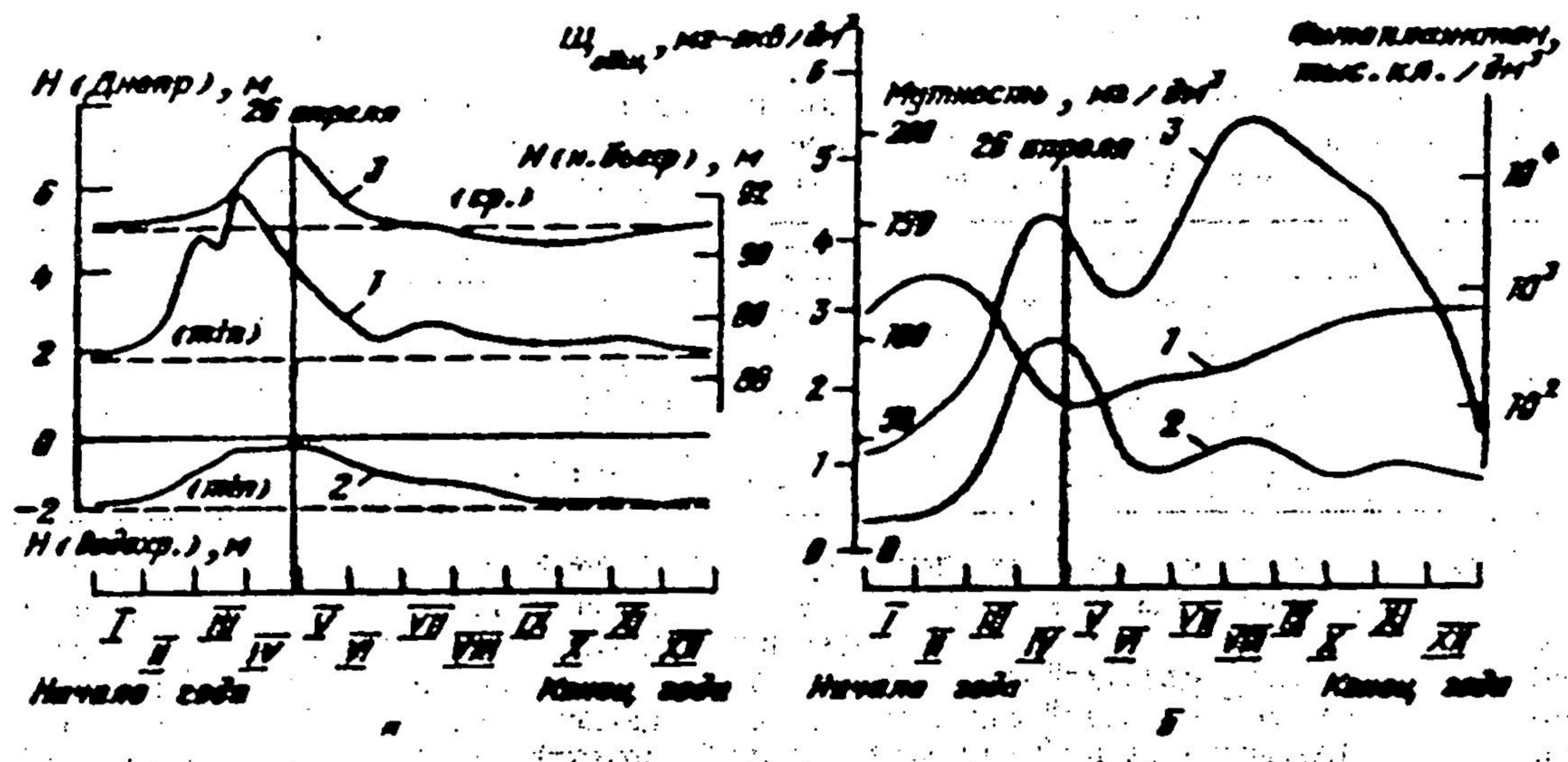


Рис. 3. Диаграммы сезонных изменений уровней вод (а): в реке Днепр (1), Киевском водохранилище (2) и в нижнем бьефе Киевской ГЭС (3), а также качественных характеристик днепровской воды (б): мутности (1), общей щелочности (2) и содержания клеток фитопланктона (3), составленные по результатам [13, 14] многолетних ежемесячных наблюдений в доаварийный период с 1971 по 1983 гг.

признать, что катастрофа с разрушением активной зоны ядерного реактора 26 апреля 1986 г. произошла в критически наиболее неблагоприятный момент для локализации последствий такой аварии. В частности, обработанные нами статистические данные 10-летних ежегодных наблюдений за посезонным состоянием воды в Киевском водохранилище, в р. Днепр и его притоках (р. Припять, р. Десна), в виде обобщающих графических диаграмм, налагаемых на единую шкалу времени года, показывают, что к 26 апреля каждого исследуемого года уровни воды (рис. 3, а) в Киевском водохранилище (кривая 1) и нижнем бьефе Киевской ГЭС (кривая 2) достигают своего максимума, после чего начинается их опорожнение, а в Днепре и его притоках — максимальное снижение уровней воды (кривая 3). Такая ситуация, как известно, способствует наибольшему выносу загрязнений. Кроме того, неблагоприятным для локализации последствий аварии оказались в этот период и технологические характеристики вод указанных водоемов (см. рис. 3, б). Так, на 26 апреля каждого года приходится минимум общей щелочности воды (кривая 1), что с учетом химического состава воды в реках Днепр, Припять, Десна и Киевском водохранилище [8, 13, 14] ухудшает процесс ее коагуляционной очистки и увеличивает подвижность радионуклидов. Последнему способствовали также приходящиеся на 26 апреля каждого года максимумы мутности воды (кривая 2), весенний максимум содержания клеток фитопланктона (кривая 3) и минимум содержания Mn биогенного происхождения [14], а также особенности химического состава подземных вод в районе ЧАЭС [22, 23]. Здешние подземные воды минерализованы и содержат (в мг/дм³): йод (108—224), бром (117—7790), стронций (32—620), калий (110—21 780) и другие элементы

(Rb, Cs, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn), осложняющие, как известно, процессы дезактивации почв и очистки воды.

Как уже отмечалось, в связи с работами, проводимыми по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, картина развития радиационной обстановки была несколько деформирована, в связи с чем границы I—III-го периодов должны быть несколько смешены. В частности, как показывает анализ γ -спектров (рис. 1, 2, 3) A_i , короткоживущих радионуклидов ^{132}I , ^{132}Te , ^{99}Mo , ^{140}Ba , ^{140}La и ^{239}Np в Киевском водохранилище продолжала возрастать и в июне 1986 г. Разумеется, последнее могло быть связано с известными природными процессами сепарации радионуклидов [18—22], тем более, что снижение A_i по ^{95}Nb , ^{141}Ce и особенно высокоподвижного в объектах окружающей среды ^{103}Ru до регистрируемых в то время уровней

Таблица 2. Значения активностей радионуклидов, регистрируемых в различное время в образцах природных и сточных вод на границах 30-км санитарной зоны южнее ЧАЭС и севернее г. Киева с 11 по 28 мая 1986 г.

Радионуклид	Предельные значения активностей образцов воды. A , Кн/дм ³							
	Киевское водохранилище (г. Сухолучье)				р. Днепр (ДВС) 28.05.86		Сточные воды ПУСО	
	11.05.86 вечер*	13.05.86 (утро)	13.05.86 (вечер)	14.05.86 (утро)	Днепр (ДВС) 28.05.86 (утро)	Дождевая вода (Киев) 13.05.85 (обед)	Гореничи 16.05.86	Демидов 29.05.86
$^{141}, ^{144}\text{Ce}^*$	—	$<2.1 \cdot 10^{-9}$	$<6.8 \cdot 10^{-10}$	$<6.8 \cdot 10^{-10}$	$2.9 \cdot 10^{-9}$	$6.8 \cdot 10^{-10}$	$2.2 \cdot 10^{-9}$	$6.7 \cdot 10^{-8}$
^{131}I	$2.36 \cdot 10^{-7}$	$8.3 \cdot 10^{-9}$	$1.21 \cdot 10^{-7}$	$2.5 \cdot 10^{-9}$	$4.0 \cdot 10^{-9}$	$1.21 \cdot 10^{-7}$	$1.48 \cdot 10^{-8}$	$4.98 \cdot 10^{-8}$
^{134}Cs	—	—	$<3.9 \cdot 10^{-9}$	$<3.9 \cdot 10^{-9}$	$1.4 \cdot 10^{-9}$	$<3.9 \cdot 10^{-9}$	$2.5 \cdot 10^{-7}$	$2.5 \cdot 10^{-9}$
^{137}Cs	$2.97 \cdot 10^{-8}$	$<5.5 \cdot 10^{-9}$	$<4.2 \cdot 10^{-9}$	$<4.2 \cdot 10^{-9}$	$2.2 \cdot 10^{-9}$	$<4.2 \cdot 10^{-9}$	$2.5 \cdot 10^{-6}$	$<2.3 \cdot 10^{-9}$
^{140}Ba	$1.12 \cdot 10^{-7}$	$<2.9 \cdot 10^{-9}$	$<1.0 \cdot 10^{-8}$	$1.0 \cdot 10^{-8}$	$4.8 \cdot 10^{-9}$	$1.0 \cdot 10^{-8}$	$1.2 \cdot 10^{-7}$	$2.63 \cdot 10^{-7}$
^{140}La	$1.32 \cdot 10^{-7}$	$<3.5 \cdot 10^{-9}$	$<1.1 \cdot 10^{-8}$	$1.1 \cdot 10^{-8}$	$3.7 \cdot 10^{-9}$	$1.1 \cdot 10^{-8}$	$2.60 \cdot 10^{-8}$	$2.16 \cdot 10^{-7}$
^{132}Te	$\leq 5.0 \cdot 10^{-7}$	$<1.4 \cdot 10^{-8}$	$<2.5 \cdot 10^{-9}$	$<2.5 \cdot 10^{-9}$	—	$2.5 \cdot 10^{-9}$	—	—
^{103}Ru	$7.06 \cdot 10^{-7}$	$<3.7 \cdot 10^{-9}$	$1.1 \cdot 10^{-8}$	$<6.2 \cdot 10^{-9}$	$4.5 \cdot 10^{-9}$	$1.1 \cdot 10^{-8}$	$<5.7 \cdot 10^{-9}$	$<1.5 \cdot 10^{-9}$
^{95}Zr	—	$<1.2 \cdot 10^{-8}$	$5.4 \cdot 10^{-9}$	$<4.4 \cdot 10^{-9}$	$2.6 \cdot 10^{-9}$	$<8.3 \cdot 10^{-9}$	$<3.5 \cdot 10^{-9}$	$<3.6 \cdot 10^{-9}$
^{95}Nb	—	$<1.2 \cdot 10^{-8}$	$4.5 \cdot 10^{-9}$	$<3.9 \cdot 10^{-9}$	$1.1 \cdot 10^{-9}$	$<3.9 \cdot 10^{-9}$	$<2.0 \cdot 10^{-9}$	$<2.0 \cdot 10^{-9}$

* В момент аварии на ЧАЭС технические возможности позволяли определять только суммарную активность излучений изотопов ^{141}Ce и ^{144}Ce .

картина (рис. 1, 1—3) не укладывается в темпы их распада согласно $T_{1/2}$. Поэтому, очевидно, нет основания исключать наложения нескольких факторов (закономерностей миграции, естественного распада и изменения изотопного состава смеси за счет продолжающихся поступлений из зоны). Подтверждением последнего могут служить выборочные данные о существенных колебаниях A_i основных осколочных радионуклидов в Киевском водохранилище, реке Днепр, дождевых стоках и сточных водах ПуСО, как в течение дня, так и в различные дни мая 1986 г. (табл. 2).

Кроме того, анализ данных табл. 2 показал очень важную особенность. В частности, при высоких исходных значениях A_i , например по ^{131}I — $2.5 \cdot 10^{-7}$ и по ^{103}Ru — $7.1 \cdot 10^{-8}$ Кн/дм³, в Киевском водохранилище соответствующие A_i , регистрируемые примерно в то же время и в р. Днепр около Киева, не превышали $5 \cdot 10^{-9}$ Кн/дм³. Подобная картина наблюдалась примерно 15 послеаварийных дней, когда значения A_i практически по всем осколочным радионуклидам в Киевском водохранилище регистрировались на уровне 10^{-6} — 10^{-7} Кн/дм³, а в Днепре около Киева соответствующие A_i удерживались в пределах от 10^{-9} до 10^{-10} Кн/дм³. Хотя, на 13 мая 1986 г. A_i по ^{130}I и ^{103}Ru в пробах воды из дождевых луж на северо-западной окраине Киева, составляли соответственно $1.2 \cdot 10^{-7}$ и $1.1 \cdot 10^{-8}$ Кн/дм³ (табл. 2). Примерное «выравнивание» A_i в пробах воды из Киевского водохранилища и Днепра начало наблюдаться через месяц. Причина этой задержки кроется в основном, на наш взгляд, в буфферирующей роли водохранилища. Так, если учесть, что объемы воды в Киевском

водохранилище ($V_{\text{К. хр}} \approx 3,7 \cdot 10^9 \text{ м}^3$) ежегодно 13-кратно обновляется [14], то среднестатистический суточный сток р. Днепр при этом должен составлять $V_{\text{Дн.}} \approx 1,3 \cdot 10^8 \text{ м}^3$, следовательно, «выравнивание» по A_i должно наступить через $\tau \approx (3,7 \cdot 10^9 / 1,3 \cdot 10^8) = 28,5$ сут, что и наблюдалось.

Данные об объемах выброса радионуклидов в водоемы, необходимые для выбора методов очистки воды в послеаварийные периоды, были получены из исходных A_i проб воды. При этом экспериментальные A_i радионуклидов экстраполировали с учетом данных о закономерностях их природного распада и поведения в объемах окружающей среды [1—5, 8, 15, 18—22] на исходную дату, когда их значения должны были быть максимальными (табл. 2). Расчет производили по формулам

$$W_i = K_R \cdot A_i \cdot V_{\text{в}} \text{ и } M_i = K_R \cdot m_i \cdot V_{\text{в}},$$

Таблица 3. Исходные значения A_i радионуклидов, регистрируемых в первые десять дней после аварии, в пробах природных вод на границе 30-км санитарной зоны в юго-западном, южном и юго-восточном направлениях от ЧАЭС, а также расчетные данные об объемах их сброса в Киевское водохранилище и среднесуточного выноса в р. Днепр

Радионуклид	Исходные активности A_i в пробах природных вод, $\text{Ки}/\text{дм}^3$	Объемы сброса радионуклидов в Киевское водохранилище				Среднесуточный вынос в Днепр, Ки	
		без учета отложений		с учетом отложений			
		Ки	г	Ки	кг		
^{240}Pu *	$\approx 1 \cdot 10^{-10}$	≈ 10	$\leq 43,8$	$\approx 3,7 \cdot 10^2$	$\approx 1,62$	$\approx 0,35$	
^{90}Sr *	$1,17 \cdot 10^{-8}$	$\approx 4,3 \cdot 10^4$	$\approx 318,4$	$\approx 1,6 \cdot 10^6$	$\approx 11,78$	$\approx 1,5 \cdot 10^3$	
^{144}Ce	$\approx 7,16 \cdot 10^{-8}$	$2,6 \cdot 10^5$	297,0	$9,8 \cdot 10^6$	10,99	$9,2 \cdot 10^3$	
^{131}I	$5,68 \cdot 10^{-6}$	$2,1 \cdot 10^7$	169,2	$7,8 \cdot 10^8$	6,26	$7,4 \cdot 10^5$	
^{134}Cs	$\geq 1,17 \cdot 10^{-7}$	$\geq 4,3 \cdot 10^5$	$\geq 327,7$	$\geq 1,6 \cdot 10^7$	$\geq 12,12$	$\geq 1,5 \cdot 10^4$	
^{137}Cs	$8,03 \cdot 10^{-9}$	$1,1 \cdot 10^5$	348,0	$4,1 \cdot 10^6$	12,87	$3,9 \cdot 10^3$	
^{140}Ba	$8,67 \cdot 10^{-6}$	$3,2 \cdot 10^7$	456,6	$1,2 \cdot 10^9$	15,74	$1,1 \cdot 10^6$	
^{140}La	$6,35 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^7$	455,1	$8,7 \cdot 10^9$	15,74	$7,7 \cdot 10^5$	
^{141}Ce	$\approx 2,41 \cdot 10^{-6}$	$\approx 8,9 \cdot 10^6$	$\approx 316,8$	$\approx 3,3 \cdot 10^8$	$\approx 11,72$	$\approx 3,1 \cdot 10^5$	
^{132}Te	$\leq 2,63 \cdot 10^{-5}$	$\leq 1,0 \cdot 10^8$	$\leq 324,9$	$\leq 3,6 \cdot 10^9$	$\leq 12,02$	$\leq 3,5 \cdot 10^6$	
^{103}Ru	$\geq 2,41 \cdot 10^{-6}$	$\geq 5,1 \cdot 10^6$	$\geq 164,5$	$\geq 1,9 \cdot 10^8$	$\geq 6,08$	$\geq 1,8 \cdot 10^5$	
^{95}Zr	$\geq 2,05 \cdot 10^{-6}$	$\geq 7,6 \cdot 10^6$	$\geq 356,2$	$\geq 2,8 \cdot 10^8$	$\geq 13,18$	$\geq 2,7 \cdot 10^5$	
^{95}Nb	$\geq 3,87 \cdot 10^{-6}$	$\geq 1,5 \cdot 10^7$	$\geq 356,0$	$\geq 5,2 \cdot 10^8$	$\geq 13,18$	$\geq 5,3 \cdot 10^5$	

* Данные для ^{240}Pu и ^{90}Sr условны, так как рассчитаны косвенно по значениям A_i , ^{134}Cs , ^{137}Cs и ^{141}Ce , ^{144}Ce .

где W_i и M_i — объемы выбросов, выраженные соответственно в единицах активности (Ки) и единицах массы (кг); K_R — коэффициент, учитывающий экстраполяцию текущего A_i на исходную дату или на значения суммарных A_i , включая коммулируемые в донных отложениях, $V_{\text{в}}$ — объемы исследуемых водоемов соответственно $V_{\text{в. хр}}$ и $V_{\text{Дн}}$, m_i — масса радионуклида, соответствующая его A_i в объекте исследования.

Результаты расчетов представлены в табл. 3. Здесь же приведены вероятные значения исходных A_i проб воды, полученные описанным способом. Расчет объемов выброса ^{90}Sr и ^{240}Pu , которые не определялись экспериментально, выполнен из известных соотношений между ^{137}Cs и ^{240}Pu , (^{90}Sr), или между $^{141,144}\text{Ce}$ и ^{240}Pu (^{90}Sr) в других объектах [6, 8, 18—22]. Как видно из табл. 3, суммарное содержание радионуклидов в воде Киевского водохранилища без учета их накопления в донных отложениях составляет $\Sigma (W_i) \approx 4,23 \cdot 10^8$ Ки или $\Sigma (M_i) \approx 3,91$ кг. При этом среднесуточный вынос радионуклидов в Днепр составлял соответственно $1,49 \times 10^3$ Ки или 0,14 кг. Подстановкой коэффициента среднестатистического снижения A_i воды за счет перехода радионуклидов в донные отложения, который, по нашим наблюдениям, в то время был равным $K_R \approx 37$, рассчи-

таны объемы радиоактивного загрязнения Киевского водохранилища, включая накопления в донных отложениях по радионуклидам (табл. 3), а затем и суммарные величины — $\Sigma (W_i) \approx 1,56 \cdot 10^{10}$ Кү и $\Sigma (M_i) \approx 144,57$ кг. Последнее с учетом данных [24] об объемах загрузки реактора типа РБМК-1000, разрушенного при аварии на ЧАЭС (в среднем $M_t = 96\,000$ кг обогащенного по ^{235}U на $\delta_t \approx 2\%$ топлива), составляет: $B_i = 10 \cdot \Sigma (M_i)/M_t \cdot \delta_t \approx 3,67\%$ от количества активных компонентов в реакторе. Полученные нами таким образом суммарные величины измеримы с данными [4, 5, 22] о масштабах радиоактивного загрязнения в результате

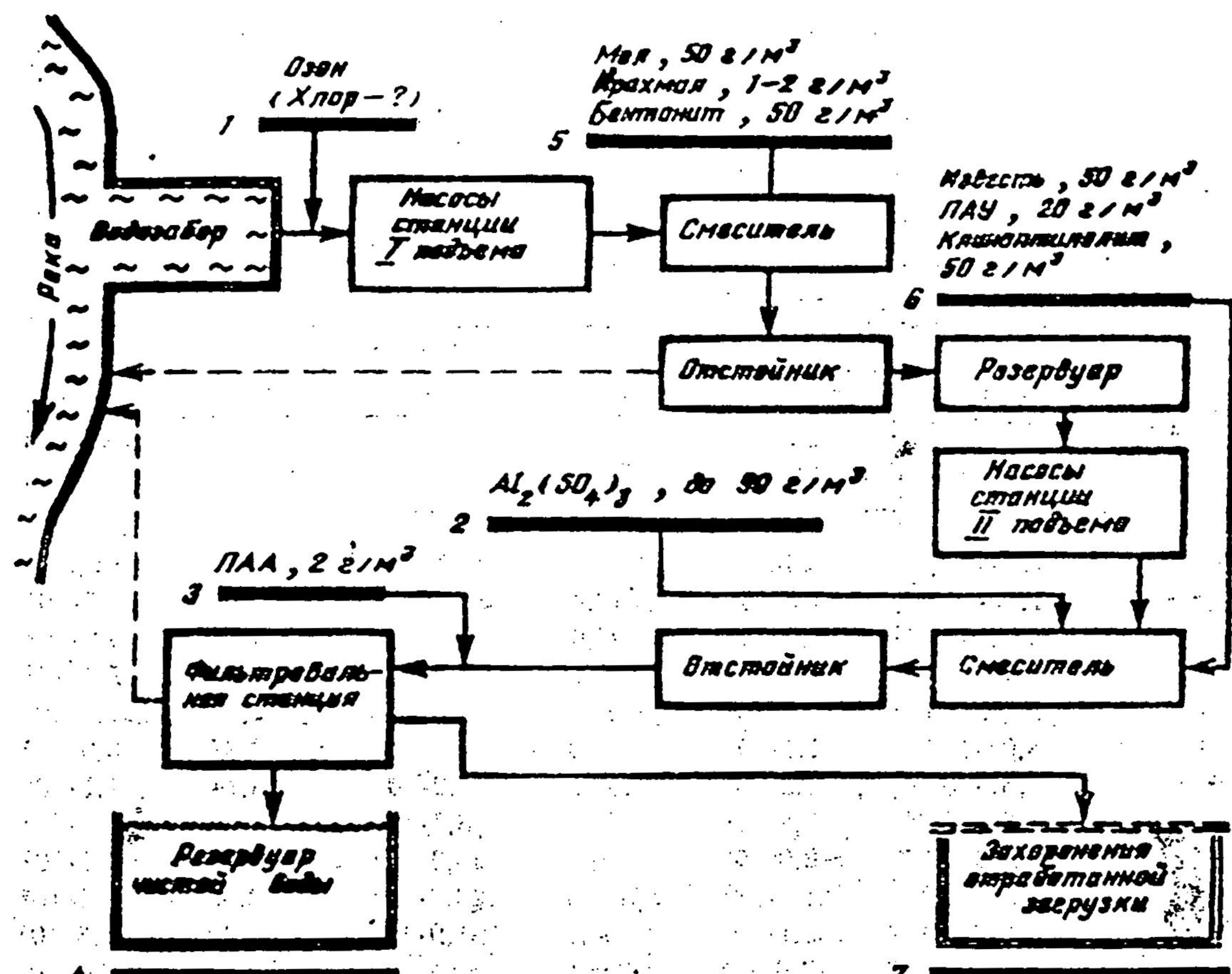


Рис. 4. Принципиальная технологическая схема очистки природной воды, рекомендуемая при загрязнении водонисточника радионуклидной смесью вследствие аварий с разрушением активной зоны ядерного реактора в I-ый и II-ой (в течение первых трех-четырех лет) поставарийный периоды (обозначения цифровых позиций см. в тексте)

аварии на ЧАЭС. Однако, если учесть, что в расчет суммарных величин не могли быть включены из-за низкой достоверности оценочные данные об объемах выбросов: ^3H — с выхлопами пара и утечками охлаждающей воды, ^{14}C — с распылениями и продуктами горения реакторного графита, а также ^{235}U и ^{238}U — с распылениями ядерного топлива в результате разрыва активной зоны, то реальные величины радиоактивного загрязнения будут сравнимы разве что с результатами испытания ядерного оружия [6, 8, 25]. В этой связи, проблема очистки природной воды в послеаварийные периоды требует специфического подхода. Экологические и технологические аспекты данной проблемы нами уже частично рассматривались [8—9, 26].

С учетом изложенного на рис. 4 приведены рекомендуемые нами на первые два поставарийные периоды апробированные усовершенствования традиционной технологии получения питьевой воды, отвечающей международным нормам [27]. Представленная на рис. 4 принципиальная схема включает традиционные стадии: хлорирование с использованием Cl_2 (1), отстаивание, коагуляцию с использованием $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (2), повторное отстаивание, фильтрование с предварительной добавкой ПАУ (3) и сбор чистой воды (4). С целью обеспечения эффективности водоочистки в условиях ра-

диоактивного загрязнения водоемов ИКХХВ НАН Украины было предложено включить дополнительно в схему обработку воды в отдельном смесителе бентонитом (5), а перед коагуляцией — клиноптилолитом, известковым молоком и ПАУ (6) с последующим захоронением отработанной фильтрующей загрузки (7). В условиях высоких концентраций изотопов из йодных изобарных цепочек распада, а также элементов, хорошо сорбируемых на карбонатных сорбентах, эффективность очистки воды, по нашим данным [9], может быть увеличена при обработке ее меловой затравкой с добавлением крахмала (5). Замена Cl_2 на O_3 (1) также обеспечивала повышение степени очистки по многим радионуклидам..

В заключение отметим, что именно такое широкое рассмотрение проблемы предполагает, на наш взгляд, более достоверную оценку последствий аварии на ЧАЭС, целенаправленный выбор методов очистки воды и мер защиты водоемов в послеаварийные периоды.

Standritchuk O. Z., Maksin V. I., Goncharuk V. V.

VOLUMES OF RADIONUCLIDE INTO THE BASINS OF WATER WHILE
THE ACCIDENT AT THE CHERNOBYL NUCLEAR POWER STATION
AND A SPECIFICS OF RADIATION SITUATION DEVELOPMENT
IN THE POST-ACCIDENTS PERIODS

Summary

There was stated total content of radionuclide pollution, rejected to the environment in consequence of the accident at the Chernobyl nuclear power station, specifics of qualitative and quantitative change which supposes the division of post-accident period into five conventional post-accident periods. There were given the data about the levels of main fragmentation radionuclide activity in river water, atmospheric precipitation and sewage of the objects of sanitary treatment in May 1986. According to these data there were estimated the volumes of radioactive pollution rejection to the Kiev basins of water ($1.56 \cdot 10^{10}$ Ku, that is equal to 144,57 kg of radionuclides or 3,67 % of their mass in reactor) and their going into the Dnieper river. There was shown an interconnection of all season state of water basins which are near to Chernobyl nuclear power station, with specific development of radiation situation in them after the accident. There was proposed a approved variant of improvement of the traditional technology of drinking water preparation from the open water source within 1—2 post-accident periods.

A. V. Dumansky Institute of Colloid and Chemistry,
National Academy of Sciences of Ukraine, Kiev

1. Radioactivity in UK water supplies // Aqua.— 1990.— 37, N 4.— Р. 286.
2. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / В. Д. Романенко, М. Н. Кузьменко, Н. Ю. Евтушенко и др.— Киев : Наук. думка, 1992.— 196 с.
3. Поликарпов Г. Г. // Вісн. АН України.— 1993. — № 3.— С. 24—25.
4. Абагян А. А., Асмолов В. Г., Гуськова А. Л. и др. // Атом. енергия.— 1986.— 61, вып. 5.— С. 301—308.
5. Боженов А. В., Садыков О. Ф., Степанов А. М., Мусаев Е. Л. // Докл. АН УССР, Сер. Б.— 1990.— № 11.— С. 39—61.
6. Кузнецов В. В., Щебетковский В. Н., Трусов А. Г. Очистка воды от радиоактивных загрязнений.— М. : Атомиздат, 1971.— 360 с.
7. Очистка вод атомных электростанций / Л. А. Кульский, Э. Б. Страхов, А. М. Волошинова, В. А. Близнюкова; Под общ. ред. Л. А. Кульского.— Киев : Наук. думка, 1983.— 256 с.
8. Гончарук В. В., Страхов Э. Б., Волошинова А. М. Водно-химическая технология ядерных энергетических установок и экология: Справочник.— Київ : Наук. думка, 1993.— 448 с.
9. Максин В. И., Сандричук О. З. // Химия и технология воды.— 1992.— 14, № 15.— С. 128—145.
10. Grouch E. A. C. Nuclear data in science and technology.— Vienna : 1973.— V. 1.— 393 p.
11. Маслов М. А., Лукницкий В. А. Справочник по нейтронному активационному анализу.— Л. : Наука, 1971.— 312 с.