

УДК 546.36.02.137

ЗАГРЯЗНЕНИЕ И ОЧИЩЕНИЕ ВОД ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА ОТ ^{137}Cs © 2024 г. Н. А. Бакунов^а, Д. Ю. Большиянов^а, С. А. Правкин^{а, *}^аАрктический и Антарктический научно-исследовательский институт
Санкт-Петербург, 199397 Россия

*e-mail: s.pravkin@aari.ru

Поступила в редакцию 17.10.2022 г.

После доработки 31.07.2023 г.

Принята к публикации 27.1.2023 г.

Сорбционно-диффузионная модель поглощения ^{137}Cs грунтами дна использована в прогнозе содержания ^{137}Cs глобальных выпадений и аварийного выброса с ЧАЭС в водах глубоководного ($H_{\text{cp}} = 30$ м) Онежского озера. Природные условия и морфогидрологические характеристики озера обусловили быстрый, за 2–3 года, переход загрязненных по ^{137}Cs вод к псевдоравновесным концентрациям. В течение 56 лет (с 1964 по 2020 г.) содержание ^{137}Cs в воде удовлетворительно определялось по сорбционно-диффузионной модели поглощения ^{137}Cs грунтами дна с коэффициентами сорбции $K_d = 4000$ л/кг и диффузии $D = 1.0 \times 10^{-7}$ см²/с. Влияние смены вод в озере на миграцию ^{137}Cs учтено показателем условного обмена онежских вод $W = 16.4$ лет. Корректность прогноза загрязнения вод ^{137}Cs проверялась путем сравнения с данными опыта и состоянием загрязнения ^{137}Cs вод глубоких озер Северо-Запада России и финской Лапландии.

Ключевые слова: ^{137}Cs , вода, озеро, концентрация, сорбция, диффузия, обмен вод.

DOI: 10.31857/S0321059624030067 **EDN:** AUOODQ

ВВЕДЕНИЕ

Глубоководные озера северного полушария – важный ресурс пресных вод. Природное разнообразие этих водоемов априорно допускает неодинаковый отклик их экосистем на поступление радионуклидов глобальных выпадений (^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$) и ^{137}Cs от аварийного выброса с ЧАЭС. На загрязнение озер по ^{137}Cs от аварийного выброса с ЧАЭС повлияла ситуация – в конце апреля 1986 г. водоемы в средних широтах и южной части Европы были открыты, тогда как на севере закрыты льдом [14, 17–19]. В водоемах средних широт происходило сезонное повышение температуры вод, тогда как в южных широтах установился летний тип стратификации водных масс. В стратифицированных водоемах выпадающий “чернобыльский” ^{137}Cs загрязнял слой эпилимниона, что способствовало временной задержке переноса ^{137}Cs в толщу вод и повышенному выносу его в водоемы, сопряженные по стоку. Отчетливо особенности реакции глубоководных ($H_{\text{cp}} \geq 20$ м) озер на поступление ^{137}Cs проявились в водоемах Альпийской горной системы [17, 19]. При близкой плотности выпадения (кБк/м²) “чернобыльского” ^{137}Cs на озера

они различались скоростью очищения вод от ^{137}Cs и накоплением в донных отложениях (ДО) озер. В конце апреля 1986 г. в отдельных альпийских озерах температура вод была $>4^\circ\text{C}$.

В озерно-речных системах Восточной Феноскандии [1–3, 14] воды сменялись быстрее снижения в них содержания “чернобыльского” ^{137}Cs . В финляндском оз. Пяйянне ($H_{\text{cp}} = 16$ м) в 1990–2000 гг. при показателе условного обмена вод $W = 2$ года полупериод очищения вод T от “чернобыльского” ^{137}Cs составил 5 лет [18, 22]. За полупериод очищения вод T принят отрезок времени, за который концентрация ^{137}Cs в воде уменьшается в два раза. В глубоководном Ладожском озере с 1986 по 2009 г. воды очищались от ^{137}Cs с полупериодами $T_1 = 0.25$ и $T_2 = 11$ лет [2]. В субарктическом оз. Инари ($H_{\text{cp}} = 7$ м) в финской Лапландии при экспозиции 20 лет концентрации ^{137}Cs в воде снижались с $T = 3.6$ лет [2].

Задача исследования сводилась к проверке используемой ранее модели прогноза содержания глобального ^{137}Cs в воде Онежского озера [1] применительно к ситуации загрязнения озера “чернобыльским” ^{137}Cs и более длительной

(1986–2020 гг.) миграции радионуклида. Объектом изучения стали закономерности миграции ^{137}Cs в глубоких водоемах на основе данных загрязнения их вод, ДО [1–5, 11–14, 16–24] и результатов собственных единичных экспериментальных наблюдений за содержанием ^{137}Cs в воде Онежского озера.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

В отличие от соседней Финляндии [20, 21] радиологический мониторинг в Карелии ограничился наблюдениями за Sr^{90} [12, 13]. Единичные наблюдения за глобальным ^{137}Cs в воде и рыбе Онежского озера были выполнены в 1968 г. [11]. Концентрация ^{137}Cs в воде составила 18.5 Бк/м³. Близкие значения ^{137}Cs 14.8 и 17.4 Бк/м³ наблюдались в озерах Ругозеро и Выгозеро, расположенных севернее Онежского озера. По данным регулярного мониторинга [21] ^{137}Cs , в 1964–1970 гг. в р. Иийоки, пересекающей среднюю часть Финляндии с востока на запад, концентрация ^{137}Cs была ≤ 18 Бк/м³.

Единичные наблюдения авторами статьи за ^{137}Cs в воде и ДО Онежского озера относятся к 2012, 2021 и 2022 гг. Пробы воды и ДО отбирались из Свирской губы и Петрозаводского залива озера. В 2012 г. для определения ^{137}Cs отбирались пробы воды объемом 80–100 л, а в 2020–2021 гг. — 130–200 л. ^{137}Cs выделялся из проб воды с помощью сорбента АНФЕЖ [15] для последующего измерения радиоактивности сорбента по гамма-излучению при минимально детектируемой радиоактивности 0.5 Бк/проба. Относительная ошибка измерений была $\leq 30\%$. В Восточной Фенноскандии отсутствуют водоемы, близкие к Онежскому по глубине и объему вод, за исключением Ладожского озера. Результаты наблюдений за ^{137}Cs в воде р. Невы (1986–2008 гг.), вытекающей из Ладожского озера, можно лишь условно рассматривать в качестве данных для сравнения [16]. Ладога имеет три озера-донора (Сайма, Онежское, Ильмень), обладает более быстрым обменом вод ($W = 12.3$ лет) и характеризуется большим выпадением “чернобыльского” ^{137}Cs на водоем и его водосбор [5, 6, 16].

В 1986 г. выпадения ^{137}Cs на Карельский перешеек и приграничные с Финляндией районы составили 4–8 кБк/м² [5, 7, 18, 20]. В 1986 г. вес-

на в южной части Карельского перешейка была ранней, выпадения ^{137}Cs загрязняли открытую поверхность озер и рек. После 1986 г. загрязнение экосистемы Онежского озера стало определяться суммарным содержанием глобального и “чернобыльского” ^{137}Cs .

Конспективно остановимся на особенностях водного питания Онежского озера, влияющих на миграцию ^{137}Cs [9]. В приходной части водного баланса озера на поверхностный сток приходится 76% (17.1 км³) и на осадки 24%. С водосбора в Онежское озеро стекают воды от малых рек и ручьев. Сток из озера с водами р. Свири — 18.2 км³/год. В годовом цикле с весны до начала осени водный режим озера характеризуется пополнением запаса вод, а далее — их постепенным расходом до наступления весны. Предстояло выяснить, как за 1986–2020 гг. изменялось загрязнение онежских вод по ^{137}Cs и с какой скоростью протекало их очищение от этого радионуклида. Большой объем озера (297 км³) и продолжительный период смены вод ($W = 16.4$ лет) способствовали замедлению естественной дезактивации водоема от ^{137}Cs [1].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В 1986 г. при плотности выпадения “чернобыльского” ^{137}Cs , равной 3.7 кБк/м², в озеро поступило 36.7 ТБк этого радионуклида. При содержании в воде 3.2 Бк/м³ глобального ^{137}Cs суммарный запас радионуклида на 1986 г. составил 37.6 ТБк. По такому запасу концентрация ^{137}Cs U_0 на время t_0 равна 126 Бк/м³. В условиях низкой минерализации онежских вод (0.03‰) и высокой сорбции ^{137}Cs грунтом дна ($K_d = 4000$ л/кг) здесь ожидался более быстрый переход к псевдоравновесной концентрации ^{137}Cs , чем в более глубоком Ладожском озере. Такая концентрация ^{137}Cs установилась здесь к 1991 г. [5, 16]. Схема расчета ^{137}Cs в воде, принятая ранее [1], и численные значения коэффициентов сорбции K_d и диффузии D не менялись:

$$U_t = U_0 H / K_d (\pi D t)^{-1/2}, \quad (1)$$

U_0 и U_t — концентрации ^{137}Cs в воде (исходная и на время t соответственно), H — средняя глубина водоема, K_d и D — коэффициенты распределения

4000 л/кг и диффузии ^{137}Cs $1.0 \times 10^{-7} \text{ см}^2/\text{с}$ в ДО соответственно, t – время экспозиции. При расчете U_i вводилась поправка на распад U_0 .

Выражение (1) отвечает условию большего времени сорбции радионуклида в ДО. Процедура его оценки [10] сводится к подстановке в выражение (2) разных отрезков времени t и определения безразмерного показателя $y^2 \geq 10.5$, отвечающего основному условию применения формулы (1):

$$y^2 = K_d^2 Dt / H^2. \quad (2)$$

После 1–2-летней экспозиции ^{137}Cs в почвенном покрове водосбора его поступление в речную сеть снижается до сотых долей процента запаса на водосборе. В 1979–1985 гг. поступление глобального ^{137}Cs с водосбора в речную сеть было $\leq 0.02\%$ запаса на водосборе [3]. Замена во времени загрязненных по ^{137}Cs онежских вод на более “чистые” воды поверхностного стока приводит к очищению вод озера. Влияние этого фактора на оценку U_i по (1) учитывалось введением поправки M [1]:

$$M = U_i \exp(-0.693t) / W, \quad (3)$$

M – поправка, учитывающая влияние обмена вод озера на концентрацию ^{137}Cs U_i за время t ; W – время обмена вод озера – 16.4 лет [8].

В табл. 1 приведены результаты расчетной оценки содержания в воде глобального ^{137}Cs до 1985 г. и совместного с “чернобыльским” ^{137}Cs после 1986 г. Относительная величина запаса ^{137}Cs в воде характеризует его долю (%) в таковом на дату загрязнения в 1964 или 1986 гг. соответственно. На эти даты запасы ^{137}Cs в водной массе озера составили 45.8 и 37.6 ТБк. В 1985 г. концентрация глобального ^{137}Cs в воде составила 3.2 Бк/м³, а запас – 2.0% такового в 1964 г. В 1985 г. концентрация ^{137}Cs в воде озера, равная 3.2 Бк/м³, находилась в диапазоне значений, наблюдаемых в реках Финляндии и озерах Имандра и Ладожском [12–14, 16]. В 1965–1985 гг. полупериод T очищения онежских вод от ^{137}Cs составил 8 лет [1].

Верификация временного ряда концентраций ^{137}Cs (рис. 1) встречает затруднения – экс-

Таблица 1. ^{137}Cs в Онежском озере и запас в объеме вод

Годы	^{137}Cs в воде и запас (данные расчета)		
	Бк/м ³	Запас, ТБк	Запас, %, на даты 1964 г.* и 1986 г.**
1968	15.6	4.62	10.1*
1970	11.5	3.52	7.7*
1975	7.0	2.05	4.6*
1980	4.8	1.43	3.1*
1985	3.2	0.95	2.0*
1990	11.5	3.41	9.1**
1995	5.5	1.65	4.4**
2000	3.2	0.95	2.5**
2005	2.0	0.59	1.6**
2010	1.3	0.38	1.0**
2015	0.9	0.25	0.7**
2020	0.6	0.17	0.5**

периментальные определения глобального ^{137}Cs в воде Онежского озера единичны [11]. Отдельные наблюдения за ^{137}Cs в воде оз. Имандра [4, 12, 13] и воде финских рек, вытекающих из глубоких озер [14, 23], рассматривались в качестве ориентира ожидаемого тренда концентрации ^{137}Cs в воде Онежского озера. Предстояло выяснить, насколько корректным будет прогноз загрязнения онежских вод по ^{137}Cs при длительной (1986–2020 гг.) экспозиции радионуклида в водоеме.

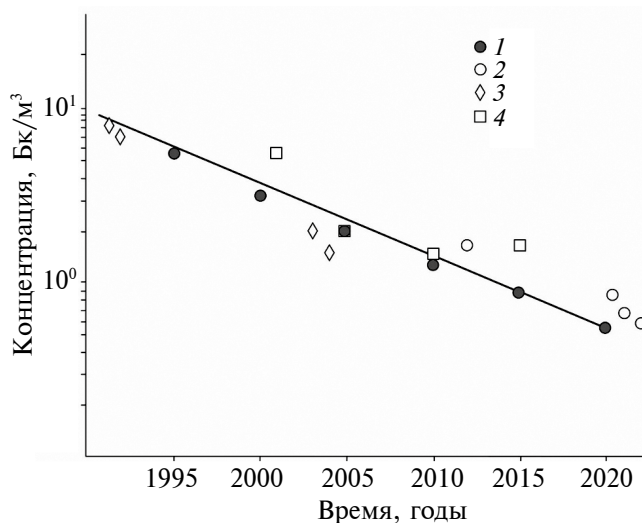


Рис. 1. Динамика ^{137}Cs в воде Онежского озера, Бк/м³: 1 – данные расчета по (1), (3); 2 – данные опыта авторов статьи; 3 и 4 – данные озер сравнения – Инари [18] и Имандра [12, 13].

В 1986 г. на Онежское озеро выпало ≤ 3.7 кБк/м² “чернобыльского” ^{137}Cs [5, 7, 18]. Есть единичные наблюдения за ^{137}Cs в 1986 и 1988 гг. в воде р. Свири на удалении ~ 150 км от истока — Онежского озера. В реке в 1986 и 1988 гг. ^{137}Cs содержалось 86 и 3.4 Бк/м³ соответственно [5]. На эти даты загрязнение по ^{137}Cs вод р. Невы характеризовалось его концентрацией 240 и 31 Бк/м³, а р. Волхов — 410 и 25 Бк/м³ соответственно, что во всех случаях было выше, чем в р. Свири [5].

Сопоставление содержания ^{137}Cs в воде Невы, Волхова и Свири [5] косвенно указывает на меньшее загрязнение по ^{137}Cs вод Онежского озера, чем Ладожского. “Чернобыльский” след пришелся на районы западнее и южнее водосбора Онежского озера [7, 18]. По расчету (1), (3) в 1988 и 1990 гг. содержание ^{137}Cs в онежских водах равно 19.9 и 11.4 Бк/м³ соответственно. Эти величины близки к наблюдаемым (25–10 Бк/м³) в глубоком ($H_{\text{ср}} = 15$ м) финском оз. Инари, загрязненном “чернобыльским” ^{137}Cs [18]. Здесь выпадения ^{137}Cs составили 1.7 кБк/м² [24], тогда как на оз. Онежском — 3.7 кБк/м². Повышенное загрязнение вод оз. Онежского по ^{137}Cs не было продолжительным; относительно быстро загрязненный поверхностный слой вод был разбавлен “чистыми” по отношению к “чернобыльскому” ^{137}Cs водами глубин. В воде оз. Инари и Онежского в 1988–1990 гг. наблюдались близкие уровни ^{137}Cs (рис. 1). В последующие годы ожидалось увеличение разницы загрязнения вод озер, так как воды Онежского озера сменяются за 16.5 лет, а оз. Инари — за 3.3 года [18]. Поэтому на рис. 1 концентрации ^{137}Cs в оз. Инари в 2003 и 2004 гг. расположены ниже тренда ^{137}Cs в воде Онежского озера. В 1998 г. на Кольском п-ове в воде оз. Вялозеро [22] концентрация ^{137}Cs составила 4.5 Бк/м³, что близко к концентрации 5.5 Бк/м³ в оз. Онежском на 1995 г. (табл. 1). По экспериментальным данным, концентрация ^{137}Cs в воде Свирской губы Онежского озера в 2012 и 2021–2022 гг. составила 1.7 и 0.8–0.6 Бк/м³ соответственно. Низкое содержание ^{137}Cs в воде Онежского озера согласуется с трендом снижения концентрации ^{137}Cs в воде оз. Имандра. Здесь в 2011–2012 гг. концентрация ^{137}Cs составила 1.7–1.9 Бк/м³, но уже к 2018–2020 гг. загрязнение вод уменьшилось до 1.0 Бк/м³ [12, 13].

За 30 лет (1990–2020 гг.) концентрация ^{137}Cs в воде Онежского озера и его запас в объеме вод уменьшились в ~ 20 раз. Полупериод очищения вод T для этого промежутка времени составил 7.0 лет. Для глобального ^{137}Cs $T = 8$ лет [1], так как его поступление на водоемы не было разовым, как в случае с выпадением “чернобыльского” ^{137}Cs .

Мониторинг ^{137}Cs в ДО Онежского озера не проводился. Поэтому результаты авторских единичных определений ^{137}Cs в колонке ДО Петрозаводского залива озера пришлось сравнивать с данными для Якимоварского залива Ладожского озера, полученными в 2018 г. Петрозаводский и Якимоварский заливы относятся к глубоким с $H_{\text{ср}}$ 20 и 29 м и объемом вод 2.25 и 0.68 км³ соответственно. Онежское озеро находится в зоне с меньшим выпадением ^{137}Cs в 1986 г., чем Ладожское озеро. Поэтому небольшая разница плотности загрязнения ДО озер по ^{137}Cs была ожидаема (табл. 2). Концентрации ^{137}Cs в кернах снижаются от верхних слоев грунта к лежащим глубже. Следовые количества ^{137}Cs в профиле ДО прослеживались до глубины 20 см, но основной запас радионуклида приходился на слой 0–8 см. При комбинированном загрязнении ДО по ^{137}Cs разного генезиса в верхних слоях грунта преимущественно находится “чернобыльский” ^{137}Cs , а глубже — ^{137}Cs глобальных выпадений. ^{137}Cs “чернобыльской” аварии поступил в озера на ~ 22 года позднее. Данные послойного распределения ^{137}Cs в колонках ДО привлекались к расчету скорости седиментации.

Для Якимоварского залива принято, что большая часть “чернобыльского” ^{137}Cs содержится

Таблица 2. Профиль ^{137}Cs в ДО Петрозаводского залива Онежского озера и Якимоварского залива Ладожского озера

Слой ДО, см	^{137}Cs в ДО, Бк/кг	
	Петрозаводский залив	Якимоварский залив
0–2	130.0	79.0
2–5	180.0	98.0
5–8	26.0	137.0
8–11	9.6	110.0
11–14	7.1	12.0
14–17	9.0	< 2.0
17–20	< 2.5	< 2.0
0–20, запас, кБк/м ²	2.39	3.20

на глубине 2–8 см керна, а глобального ^{137}Cs — в слое 5–11 см. При экспозиции радионуклидов 32 и 54 года скорость седиментации в заливе оценена в 1.6 и 1.5 мм/год соответственно. Для Петрозаводского залива скорость седиментации, равная 0.64 мм/год, определялась по содержанию глобального ^{137}Cs в слое керна на глубине 2–5 см при экспозиции радионуклида 55 лет. В Петрозаводском заливе ветровой тип течений определяет сгоны и нагоны вод. Гидрологический режим залива способствовал выносу взвеси в профундаль водоема. Поэтому в ДО Петрозаводского залива ^{137}Cs содержалось меньше, чем в алевритовом иле Якимоварского залива Ладожского озера. В прибрежном крупнозернистом песке Петрозаводского залива ^{137}Cs содержалось в ~50 раз меньше, чем в верхнем двухсантиметровом слое иловых отложений залива. В Якимоварском заливе Ладожского озера запас ^{137}Cs в ДО формировался при скорости седиментации ~1.5 мм/год. При таком показателе произошло захоронение грунта с глобальным ^{137}Cs на глубине 5–8 см. С учетом характера распределения ДО в Онежском озере [9] правомерно допустить, что районы озера с песчано-галечными отложениями будут характеризоваться низким содержанием ^{137}Cs (≤ 10 Бк/кг сухой массы), как и южные районы Ладожского озера.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Динамика ^{137}Cs в воде Онежского озера в течение 56 лет (с 1964 по 2020 г.) удовлетворительно прогнозировалась с помощью сорбционно-диффузионной модели поглощения радионуклида грунтами дна с коэффициентами сорбции и диффузии, равными 4000 л/кг и 1.0×10^{-7} см²/с соответственно. Влияние замедленной смены вод в озере на концентрацию ^{137}Cs учитывалось с помощью показателя условного обмена вод $W = 16.5$ лет. Полупериод времени T очищения вод от ^{137}Cs оценен в 8 и 7 лет для глобального (1965–1985 гг.) и “чернобыльского” (1986–2020 гг.) радионуклидов соответственно. В 1968 и 1985 гг. запас глобального ^{137}Cs в объеме вод Онежского озера составил 10.1 и 2.0% исходного запаса в 1964 г. 20-летней экспозиции глобального ^{137}Cs на водосборе водоема и в его экосистеме оказалось достаточно для значительной естественной дезактивации вод глубоководного

Онежского озера от ^{137}Cs . Аналогичная закономерность очищения вод наблюдалась при 34-летней (1986–2020 гг.) экспозиции “чернобыльского” ^{137}Cs в водоеме; к 2020 г. содержание ^{137}Cs в воде уменьшилось до 0.5% первоначального запаса радионуклида в 1986 г. В условиях динамического гидрологического режима Петрозаводского залива Онежского озера захоронение грунта с ^{137}Cs произошло в ДО на меньшую глубину, чем в Якимоварском заливе Ладожского озера.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бакунов Н.А. Реконструкция концентраций глобального ^{137}Cs в воде Онежского озера // Радиохимия. 2004. Т. 46. № 3. С. 280–282.
2. Бакунов Н.А., Большианов Д.Ю., Правкин С.А. К реконструкции очищения вод озер Восточной Фенноскандии от “чернобыльского” ^{137}Cs // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 3. С. 290–296.
3. Большианов Д.Ю., Бакунов Н.А., Макаров А.С. К вопросу миграции ^{137}Cs в водных системах Восточной Фенноскандии // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 3. С. 328–335.
4. Буянов Н.И. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе сброса теплых вод Кольской АЭС // Экология. 1981. № 3. С. 66–70.
5. Гаврилов В.М., Гритченко З.Г., Иванова Л.М., Орлова Т.А., Тишков В.П., Тишкова Н.А. Стронций-90, цезий-134 и цезий-137 в водоемах прибалтийского региона Советского Союза (1986–1988 гг.) // Радиохимия. 1990. Т. 32. № 3. С. 171–179.
6. Голицын Г.С., Ефремова Л.К., Мохов И.И., Румянцев В.А., Сомова Н.Г., Хон В.Ч. Гидрологические режимы Ладожского и Онежского озер и их изменения // Вод. ресурсы. 2002. Т. 29. № 2. С. 168–173.
7. Дубасов Ю.В., Евдокимов А.В., Каменцев А.А., Саульский А.В., Чаплыгина О.В. Загрязнение цезием-137 почвы в населенных пунктах Ленинградской области и оценка накопленных после аварии на ЧАЭС данных // Радиохимия. 2011. Т. 53. № 6. С. 559–564.
8. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / Под ред. А.В. Караушева. Л.: Гидрометеоиздат, 1987. 288 с.
9. Озеро Онежское. Атлас // Под ред. Н.Н. Филатова. Петрозаводск: Кар НЦ РАН, 2010.
10. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. М.: Энергоиздат, 1981. 96 с.

11. Пакуло А.Г. Содержание цезия-137 в пресноводной рыбе при различном солевом составе воды. Вопросы морской радиобиологии // Тр. АтлантНИРО. Вып. 45. Калининград, 1971. С. 38–41.
12. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств. Ежегодник. Обнинск: Гидрометеиздат, 2012. 344 с.
13. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств. Ежегодник. Обнинск: Гидрометеиздат, 2020. 339 с.
14. Рахола Т., Саксен К., Костиаинен Э., Пухакайнен М. Техногенная радиоактивность в организме человека и окружающей среде // Радиохимия. 2006. Т. 48. № 6. С. 562–566.
15. Ремез В.П., Канивец В.В., Поляков В.В., Ремез Е.П. Использование композитных сорбентов для экологического мониторинга водных объектов // Тр. Международ. конф. “Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”. Л.: Гидрометеиздат, 2000. Т. 2. С. 673–678.
16. Степанов А.В., Тишков В.П., Пантелеев Ю.А., Гаврилов В.М. Радиоактивное загрязнение Балтийского моря после аварии на ЧАЭС // Тр. Радиового ин-та. 2009. Т. XIV. С. 156–170.
17. Циболд Г., Драйсснер Ж., Камински С., Клемент Е., Миллер Р. Содержание ^{137}Cs в предальпийских лесах и озерах: изменения и моделирование уровней загрязнения в зависимости от времени с 1986 года // Тр. Международ. конф. “Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”. СПб.: Гидрометеиздат, 2000. Т. 2. С. 356–360.
18. AMAP Assessment 2009: Radioactivity in the Arctic. Oslo, 2010.
19. Dominik J., Span D. The Fate of Chernobyl Cs-137 in Lake Lugano // Aquatic Sci. 1992. V. 54. № 3/4. P. 238–254.
20. Ilus E., Saxen R. Accumulation of Chernobyl – derived ^{137}Cs in bottom sediments of some Finnish lakes // J. Environ. Radioactivity. 2005. V. 82. P. 199–221.
21. Koivulehto M., Saxen R., Tuomainen K. Radioactivity in Finland 1978. Helsinki. Annual Rep. STL-A-32. Helsinki, 1980.
22. Nikitin A.T., Tsaturov Yu.S., Chumichev V.B., Valetova N.K., Katrich I.Yu., Berezchnoy V.I., Kabanov A.I., Pegoev N.N. Artificial radionuclides in components of freshwater and forest ecosystems in the south of Kola peninsula: Results of field investigations in the year 1998 // The 4th Int. Conf. Environ. Radioactivity Arctic. Edinburg, 1999. P. 181–183.
23. Saxen R.L. ^{137}Cs in freshwater fish and lake water in Finland after the Chernobyl deposition // Boreal Environ. Res. 2007. V. 12. P. 17–22.
24. Smit J.T., Clarke R.T., Saxen R. Comparing the mobility weapons test and Chernobyl radiocaesium in Finland // The 4th Int. Conf. Environ. Radioactivity Arctic. Edinburg, 1999. P. 50–52.