

^{137}Cs в донных отложениях олиготрофных озер: механизм миграции

© Н. А. Бакунов, Д. Ю. Большианов, С. А. Правкин*

Арктический и антарктический научно-исследовательский институт,
199397, Санкт-Петербург, ул. Беринга, д. 38, * e-mail: s.pravkin@aari.ru

Получена 22.12.2017, после доработки 04.04.2018, принята к публикации 05.04.2018

УДК 546.36.02.137

Изучена 5–17-летняя миграция ^{137}Cs в донных отложениях (ДО) 5 олиготрофных озер, находящихся на следе выпадений «чернобыльского» ^{137}Cs . Результаты послойного анализа уровней ^{137}Cs в кернах ДО стали объектом исследования, позволившего определить механизм миграции ^{137}Cs и численные характеристики его переноса в толщу ДО водоемов низкой трофии. Экспоненциальное снижение концентрации ^{137}Cs от поверхности керна в глубину ДО оценено слоем полупотери h . Слой h «чернобыльского» ^{137}Cs составил для ДО олиготрофных озер 1.2–2.3 см. Перенос ^{137}Cs в ДО олиготрофных озер осуществлялся по механизму диффузии. Коэффициенты диффузии (D) «чернобыльского» ^{137}Cs в колонках ДО озер составили $(2.0\text{--}4.7)\cdot 10^{-8}$ см²/с. Коэффициенты диффузии при миграции ^{137}Cs увеличивались от приповерхностного слоя донных отложений ($\sim 0\text{--}2$ см) в глубь донного грунта в диапазоне $n\cdot(10^{-9}\text{--}10^{-8})$ см²/с. Численные характеристики миграции ^{137}Cs (h и D) относятся к ДО олиготрофных озер, в которых поток седиментов на дно водоемов не превышал 1.8 мм/год. В оз. Суходольское при седиментации 6 мм/год и экспозиции радионуклида 31 год толща ДО загрязнялась ^{137}Cs по смешанному механизму – диффузии с места первичного накопления и седиментации взвесей с ^{137}Cs .

Ключевые слова: цезий-137, озеро, донные отложения, миграция, диффузия.

DOI: 10.1134/S0033831119010131

Глубокие олиготрофные озера высоких широт северного полушария являются важным ресурсом пресных вод питьевого и промышленного назначения. Длительное время возможность их загрязнения долгоживущими искусственными радионуклидами (ИРН) считалась маловероятной в согласии с общей концепцией безопасной работы эксплуатируемых реакторов АЭС [1]. Однако изменения в оценке вероятности таких событий способствовали проведению исследований гипотетического переноса ИРН от аварийных реакторов АЭС на территории скандинавских и сопредельных с ними стран [2]. Из-за высокой чувствительности водоемов Севера к фактору загрязнения ИРН [3–5] сохраняется актуальность радиоэкологических исследований их миграции в олиготрофных озерах как объектах с низкой устойчивостью к загрязнению ИРН. Для таких водоемов потребность в радиологических прогнозах особенно велика из-за высокого накопления радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пресноводной рыбе – важном пищевом продукте коренных жителей Севера [3, 4].

Задача исследования сводилась к изучению миграции ^{137}Cs в ДО олиготрофных озер и определению численных характеристик этого процесса по данным наблюдений за послойным распределением ^{137}Cs в колонках ДО водоемов с низкой трофией и невысокой скоростью отложения седиментов.

Объектами исследования являлись уровни ^{137}Cs в донных отложениях олиготрофных озер и процессы, влияющие на миграцию ^{137}Cs в толщу донных отложений. Глубокие и большие озера субарктических районов России, Финляндии, Швеции и Канады относятся к олиготрофным водоемам. Методология исследования основывалась на изучении распределе-

ния уровней ^{137}Cs в профиле донных отложений озер, отражавших кратковременную (5–6 лет) или более длительную его миграцию в грунтах водоемов.

Источником загрязнения озер стали повсеместные выпадения ^{137}Cs из атмосферы в 1961–1964 гг., сформировавшие его техногенный фон на поверхности Земли, и более поздние его выпадения в 1986 г. после аварии на ЧАЭС. До этой аварии кумулятивный запас ^{137}Cs в почвах водосборов пояса 60–70° с.ш. не превышал 1.7 кБк/м². Этот уровень в 1986 г. был локально превышен выпадениями ^{137}Cs до 65–130 кБк/м² на территорию скандинавских стран [5–7]. До настоящего времени крайняя ограниченность данных, характеризующих загрязнение ^{137}Cs вод и грунтов дна глубоких олиготрофных озер, затрудняет оценки состояния кумулятивных запасов ^{137}Cs в таких водоемах и скорости естественного очищения их с течением времени. Спустя 1.5–2 года после выпадения ^{137}Cs на поверхность озер радионуклид почти количественно (93–98%) мигрирует в донные отложения из-за высоких коэффициентов распределения (K_d) ^{137}Cs в системе вода–дно ($10^3\text{--}10^5$ л/кг). Кумулятивный запас ^{137}Cs на дне становится источником поддержания загрязнения озерных вод и водоемов, сопряженных по стоку.

Экспериментальная часть

Для изучения миграции ^{137}Cs в донных отложениях водоемов была сформирована выборка из 6 олиготрофных озер Скандинавского п-ова и Карельского перешейка, в которых проводили послойные определения ^{137}Cs в колонках донных грунтов (см. таблицу). В таблице приведены координаты озер,

Характеристики озер и показатели миграции ^{137}Cs : слой полупотерь h ^{137}Cs и коэффициент диффузии

Озеро, координата, ссылка	Глубина озера, $H_{\text{макс}}/H_{\text{ср}}$, м	Обмен вод, лет	Глубина станции, м	^{137}Cs , слой h , см	D ^{137}Cs , $\text{см}^2/\text{с} \cdot 10^8$
Ставсватн, 59°38' с.ш., 8°07' в.д. [8]	17/6.2	1.1	5	2.1	4.7 ± 4.5
О. Неадалсватн, 62°46' с.ш., 09°0' в.д. [8]	18/3.9	0.6	3	1.2	2.5 ± 2.3
Вехкаярви, 61°28' с.ш., 26°55' в.д. [9]:	20/12	8.0			
станция 1			15	2.1	3.9 ± 2.9
станция 2			7	1.5	3.5 ± 2.5
Сииккаярви [9]:	22/5	1.4			
станция 1			11	2.3	2.0 ± 1.1
станция 2			5	1.5	3.9 ± 3.1
Ладожское оз. ^a	230/47	11			
станция 55, 60°47' с.ш., 31°32' в.д. [10]			67	1.2	0.4
станция 56, 60°47' с.ш., 31°32' в.д. [10]			67	1.2	0.6
Суходольское оз., 60°41' с.ш., 30°03' в.д.	17/4	<0.1	8	3.3	5.7 ± 1.2

^a Коэффициент диффузии ^{137}Cs для Ладожского оз. приведен для слоя 0–2 см.

характеристики их свойств и результаты наших расчетов миграции ^{137}Cs . При повышенном выпадении «чернобыльского» ^{137}Cs на озера ($56\text{--}130 \text{ Бк/м}^2$) вклад глобального ^{137}Cs (1.7 Бк/м^2) в загрязнение водоемов становится незначительным. Поэтому при анализе распределения ^{137}Cs в профиле ДО таких озер следовым количеством глобального ^{137}Cs можно было пренебречь. Результаты наблюдений за ^{137}Cs в ДО [6, 8–10] использовались в расчетах показателей миграции для установления количественных характеристик этого процесса. Работы [8, 9], привлекаемые нами при изучении механизма миграции ^{137}Cs в олиготрофных озерах, ограничивались мониторингом содержания ^{137}Cs в ДО озер, в них не рассчитывали коэффициенты диффузии ^{137}Cs в ДО и не оценивали скорость очищения ДО от ^{137}Cs . В наших исследованиях колонки ДО отбирали проботборником фирмы UWITEC (Австрия) диаметром 60 мм. Образцы кернов с Ладожского оз. разделяли на слои 0–2 см [10]. В работах [6, 9] профиль донных отложений с озер Финляндии разделяли на слои 0–2 см. В донных отложениях из озер Норвегии шаг послойного разделения колонок был более подробным и неравномерным [8]. ^{137}Cs в образцах ДО определяли методом γ -спектрометрии [10, 11]. Минимальная детектируемая радиоактивность препаратов ^{137}Cs составила 0.2 Бк/проба, а относительная ошибка их измерений не превышала 30%.

Результаты и обсуждение

При низкой седиментации (<1–2 мм/год), свойственной олиготрофным озерам, и высоких коэффициентах распределения K_d ^{137}Cs в системе вода–донные отложения ($10^3\text{--}10^5 \text{ л/кг}$) его накопление в грунтах дна на длительное время определяет загрязнение водоема. Миграция ^{137}Cs прослеживалась в толще ДО озер (рис. 1, 2) на глубину 11 и 16 см. Тренд «чернобыльского» ^{137}Cs в профиле ДО отражает уменьшение концентрации от поверхностных слоев грунта к глубже лежащим слоям.

Изменение концентраций ^{137}Cs в слоях ДО (рис. 1, 2) аппроксимировано экспоненциальной функцией с целью количественной оценки его миграции

$$C_i = C_0 \exp(-0.693i/h), \quad (1)$$

где C_i – концентрация ^{137}Cs в слое i , Бк/кг; i – расстояние до поверхности керна, см; C_0 – концентрации ^{137}Cs в верхнем слое ДО, Бк/кг; h – слой ДО, в котором концентрация ^{137}Cs снижается в два раза (слой полупотерь), см. Результаты определений h приведены в таблице. Из-за высокой корреляции ($R = 0.95$) между уровнями ^{137}Cs в профиле ДО и глубиной грунта результаты расчета по уравнению (1) удовлетворительно согласовывались с опытом. Численные

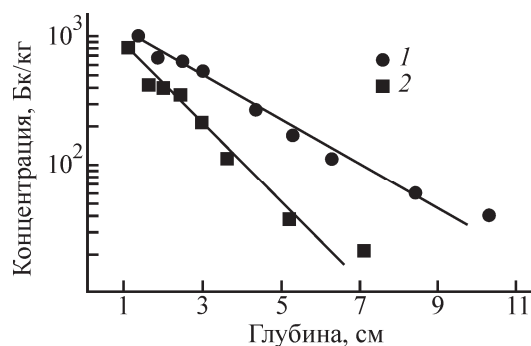


Рис. 1. Профиль 5-летней миграции «чернобыльского» ^{137}Cs в ДО озер [8]. 1 – оз. Ставсватн, 2 – оз. Неадалсватн.

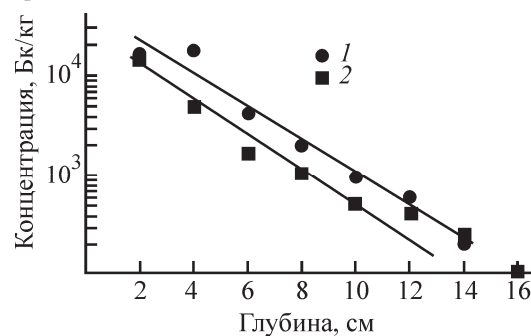


Рис. 2. Профиль 12-летней миграции «чернобыльского» ^{137}Cs в ДО озер [9]. 1 – оз. Сииккаярви, станция 1; 2 – оз. Вехкаярви, станция 1.

значения C_0 и h для отдельных озер приведены ниже.

Для озера альпийского типа Ставсватн (Stavsvatn) [8] значение C_0 равно 1328.8 Бк/кг сухой массы. Слой h составил 2.1 см. Значения C_0 и h для озера О. Неадалсватн (O. Neadalsvatn) равны 1244 Бк/кг и 1.2 см соответственно. Усредненное значение h для этих озер 1.7 ± 0.6 см. По показателю h озера различались в ~ 1.7 раза. За 5 лет экспозиции ^{137}Cs (1986–1991 гг.) в ДО озер альпийского типа проявились различия в скорости его миграции в толщу донных отложений. При большей средней глубине и времени обмена вод (см. таблицу) оз. Ставсватн характеризовалось более медленной миграцией ^{137}Cs в толщу донных отложений, чем оз. О. Неадалсватн. Породы берегов этих озер – граниты и гнейсы [8] – устойчивы к выветриванию. Поэтому поступление в водоемы продуктов эрозии берегов было крайне низким и не могло вносить значительного вклада в поглощение из воды ^{137}Cs терригенной взвесью. В финских озерах [9] Вехкаярви (Vehkajärvi) и Сииккаярви (Siikajärvi) отбор ДО проводили на станциях, различающихся глубинами 7, 15 и 5, 11 м соответственно. Озера Вехкаярви и Сииккаярви характеризовались низкой седиментацией – 0.6 и 1.8 мм/год соответственно [6]. Концентрации ^{137}Cs в ДО понижались от верхних слоев колонки к нижним слоям (рис. 2). Для озера Вехкаярви параметры уравнения (1) (станция 1, $H = 15$ м) составили $C_0 = 13572$ Бк/кг сухой массы и $h = 2.1$ см. Для станции 2 ($H = 7$ м) $C_0 = 35000$ Бк/кг сухой массы и $h = 1.5$ см. Среднее значение h для двух станций равно 1.8 ± 0.4 см. Для проб ДО, отобранных с глубин 5 и 11 м в оз. Сииккаярви, показатель h составил 2.3 и 1.5 см при среднем 1.90 ± 0.6 см. Несмотря на значительное различие в морфогидрологических характеристиках оз. Вехкаярви и Сииккаярви (см. таблицу), миграция ^{137}Cs в толщу ДО этих водоемов осуществлялась с небольшим различием в скорости: показатель h изменялся в узких пределах. В то же время в оз. Сииккаярви с переходом от бентали водоема ($H = 11$ м) к его литорали величина h уменьшилась с 2.30 до 1.5 см. От глубоководных районов озер к мелководью содержание наиболее тонких гранулометрических частиц ила, глины в ДО снижается, а более грубых – возрастает [10]. Для ДО оз. Вехкаярви и Сииккаярви наблюдается лишь тенденция увеличения слоя полупотерь h с повышением средних глубин водоемов и времени обмена вод. В целом глубина миграции ^{137}Cs в ДО озер ограничилась слоями 14–16 и 16–18 см. Загрязнение дна финских озер [6] «чернобыльским» ^{137}Cs сложилось при выпадении на побережье 51 и 59 кБк/м². На юге Карельского перешейка в пункте Зеленогорск выпадения ^{137}Cs не превышали 5.4 кБк/м² [12, 13]. Из-за большего выпадения ^{137}Cs на финские озера, чем на Ладогу, уровни ^{137}Cs в поверхностном слое ДО сильно различались. Если в поверхностном слое (0–2 см) ДО оз. Вехкаярви [9] содержание ^{137}Cs в 2003 г.

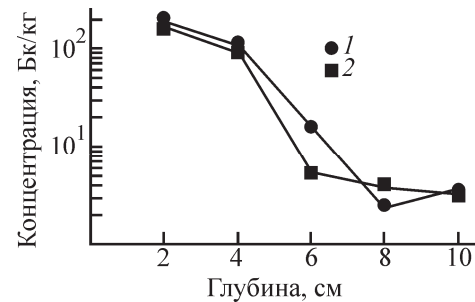


Рис. 3. Профиль ^{137}Cs в донных отложениях Ладожского оз. Станция: 1 – 56, 2 – 55.

составляло 14000–20000 Бк/кг сухой массы, то в ДО Ладожского оз. оно не превышало 200 Бк/кг [10]. На рис. 3 представлен тренд снижения ^{137}Cs в профиле ДО Ладожского оз. Пробы ДО (2008 г.) взяты из равнинного участка дна центрального района водоема с глубины 67 м. В ДО станций 55 и 56 следовые количества ^{137}Cs в количестве 3 Бк/кг прослеживались до глубины 8–10 см [10]. В профиле ДО Ладоги (рис. 3) сохранялась ранее наблюдаемая тенденция (рис. 1, 2) уменьшения содержания ^{137}Cs от поверхности к нижним слоям колонки донного грунта. Слой полупотерь h ^{137}Cs (станции 55 и 56) составил 1.2 см. На глубоких станциях при низкой температуре дна 3.5–4.0°C уменьшается скорость диффузии ^{137}Cs в донных отложениях. В опытах работы [14] с уменьшением температуры дна на 10°C коэффициенты диффузии ^{137}Cs уменьшались в 2–2.5 раза. Низкие температуры способствовали сохранению загрязнения верхнего слоя донных отложений Ладоги цезием-137. Поэтому в профиле ДО (рис. 3) основной запас ^{137}Cs приходится на приповерхностный слой 0–4 см. Вид профиля ^{137}Cs в ДО олиготрофных озер (рис. 1–3) и наличие градиента концентрации между слоями ДО позволяли допустить, что ведущим механизмом миграции ^{137}Cs в толщу ДО является диффузия. В однородной среде поток диффундирующих ионов подчиняется распределению Гаусса [15, 16]. Расчет коэффициента диффузии D [16] в донных отложениях озер выполнен с использованием выражения

$$D = b / [(\ln \varepsilon) \cdot 4t], \quad (2)$$

где $b = x_2^2 - x_1^2$; $\varepsilon = C_1/C_2$; D – коэффициент диффузии, см²/с; x_1 и x_2 – произвольно взятые слои профиля концентраций ^{137}Cs с отметкой слоя, см; C_1 и C_2 – концентрации ^{137}Cs , соответствующие слоям x_1 и x_2 ; t – время миграции, с.

Значение коэффициента диффузии (см. таблицу) выше для оз. Ставсватн, чем для оз. О. Неадалсватн. По-видимому, в оз. Ставсватн в условиях замедленного обмена вод свойства грунтов могли отличаться от таковых оз. О. Неадалсватн. Кроме температуры на диффузию ^{137}Cs влияют дисперсность грунта и влажность [14–16]. Сведений об этих характеристиках донных отложений в работе [8] нет. Априори можно утверждать, что в озере с более быстрым обменом вод

есть условия к большей потере тонкодисперсных фракций седиментов и обеднению ими грунтов озерной котловины.

Многолетняя (1986–2002 гг.) диффузия ^{137}Cs в ДО оз. Вехкаярви и Сииккаярви характеризовалась близкими значениями D (см. таблицу). Расчеты коэффициентов диффузии ^{137}Cs показали, что коэффициенты увеличиваются от поверхностного слоя колонки (~0–2 см) к нижележащим слоям от $n \cdot 10^{-9}$ до $n \cdot 10^{-8}$ $\text{см}^2/\text{с}$. Ранее [14] увеличение коэффициента D с глубиной слоев ДО отмечались в мелководных ($H = 2$ м) эвтрофных озерах южного Урала. Коэффициент диффузии ^{137}Cs в ДО оз. Вехкаярви (станция 1) изменялся от $0.8 \cdot 10^{-8}$ до $9.2 \cdot 10^{-8}$ $\text{см}^2/\text{с}$ при среднем $(3.9 \pm 2.9) \cdot 10^{-8}$ $\text{см}^2/\text{с}$. Для станции 2 этого озера коэффициент D составил $(3.5 \pm 2.5) \cdot 10^{-8}$ $\text{см}^2/\text{с}$.

В ДО оз. Сииккаярви (станция 1) интервал D составил $0.7 \cdot 10^{-8}$ – $4.9 \cdot 10^{-8}$ $\text{см}^2/\text{с}$ при среднем $(2.0 \pm 1.1) \cdot 10^{-8}$ $\text{см}^2/\text{с}$. Среднее значение D для двух станций равно $(3.0 \pm 1.3) \cdot 10^{-8}$ $\text{см}^2/\text{с}$. В опытах с донными отложениями [14] и почвами [15] коэффициенты диффузии ^{137}Cs возрастали с увеличением влажности образцов. Коэффициент диффузии ^{137}Cs при влажности почвы 40% достигал $0.5 \cdot 10^{-7}$ $\text{см}^2/\text{с}$ [15].

Ситуация с загрязнением дна Ладожского оз. ^{137}Cs принципиально отличается от таковой для финских и норвежских озер. В них уровень глобального ^{137}Cs был незначительным и не влиял на расчет коэффициента диффузии с помощью выражения (2). Уровни выпадения глобального и «чернобыльского» ^{137}Cs на Ладожское оз. находились в соотношении, близком к 1 : 1 [13]. Между датами поступления радионуклидов водоем разрыв составляет 22 года. Комбинированное загрязнение ^{137}Cs озера и неодинаковое время поступления радионуклидов в водоем не позволяют корректно определить коэффициент диффузии для всего профиля ДО по формуле (2). Однако для слоя ДО (0–2 см) приближенная оценка D «чернобыльского» ^{137}Cs возможна на основе следующих допущений. За 44 года (1964–2008 гг.) часть глобального ^{137}Cs в слое 0–2 см распалась, часть мигрировала за пределы слоя. Кроме того, сам слой сформировался за счет седиментов (~0.5 мм/год), когда уровни глобального ^{137}Cs в воде были низкими. Поэтому можно допустить, что в поверхностном слое 0–2 см преимущественно находится «чернобыльский» ^{137}Cs . Для станции 55 ($H = 67$ м) в слоях ДО 0–2 и 2–4 см уровни ^{137}Cs составили 177 и 90 Бк/кг [10]. В расчете по уравнению (1) отметки глубины слоев взяты как 1 и 3 см. По расчету коэффициент D «чернобыльского» ^{137}Cs равен $4.3 \cdot 10^{-9}$ $\text{см}^2/\text{с}$. Для станции 56 при содержании ^{137}Cs в упомянутых слоях 190 и 111 Бк/кг соответственно $D = 5.9 \cdot 10^{-9}$ $\text{см}^2/\text{с}$. Эти значения коэффициента диффузии близки к таковым ($n \cdot 10^{-9}$ $\text{см}^2/\text{с}$) для поверхностного слоя озер Вехкаярви и Сииккаярви. В целом вид тренда уровней ^{137}Cs в ДО Ладоги, взятых с глубины 67 м, наиболее бли-

зок к таковому для донных отложений оз. О. Неадалсватн (рис. 1, 3).

Диффузия ^{137}Cs в верхнем слое ДО изучаемых олиготрофных озер протекала в окислительных условиях среды. В ДО Ладоги [17] для 6 колонок из 8 отметка положения редокс-потенциала приходилась на слой 6–7 см. Смена в ДО олиготрофных озер окислительных условий на восстановительные не влияла на миграцию ^{137}Cs . Тренд уровней ^{137}Cs в ДО озер (рис. 1–3) не нарушался по мере миграции ^{137}Cs в толщу донного грунта.

В оз. Вехкаярви и Сииккаярви, обладающих низким накоплением осадков (≤ 1.8 мм/год), «чернобыльский» ^{137}Cs в течение 17 лет мигрировал в ДО водоемов по механизму диффузии. Для озер с большей седиментацией взвесей и более длительной экспозицией ^{137}Cs в водоеме допускалось наличие смешанного механизма загрязнения толщи ДО. С увеличением времени экспозиции ^{137}Cs в водоемах над слоем первоначального накопления «чернобыльского» ^{137}Cs формируется слой с низким содержанием ^{137}Cs . Такой слой образуется за счет естественного поступления седиментов с ^{137}Cs и сорбции радионуклида из воды грунтами дна.

Влияние длительной экспозиции (31 год) «чернобыльского» ^{137}Cs в водоеме на загрязнение его дна изучалось на примере оз. Суходольского (60°41' с.ш., 30°03' в.д.), расположенного на Карельском перешейке. Колонка ДО взята с глубины 8 м, на которую приходится значительная площадь дна озерной котловины. Оз. Суходольское площадью 44.4 км² питается водами р. Вуокса и имеет сток по р. Бурная. На рис. 4 представлены наши результаты послойного определения ^{137}Cs в колонке ДО. Колонку ДО, за исключением верхнего слоя грунта (0–2 см), разделяли на секции с шагом 0–3 см. Определяли массу каждого слоя. Результаты измерений препаратов ^{137}Cs на рис. 4 даны в расчете на сухую массу слоя. Профиль уровней ^{137}Cs в ДО оз. Суходольского отличается от таковых на рис. 1–3 наличием двух максимумов концентрации ^{137}Cs на отметках середины слоев 18.5 и 30.5 см соответственно. Первый пик относится к выпадениям «чернобыльского» ^{137}Cs на водоем в 1986 г. При экспозиции 31 год скорость седиментации составила 0.6 см/год. Второй пик ^{137}Cs на отметке 30.5 см связан с поступлением в озеро глобального радионуклида в 1961–1964 гг. Седиментация, оцениваемая по глобальному ^{137}Cs , составила 0.58 см/год при времени экспозиции 53 года. Расстояние между пиками ^{137}Cs разного генезиса составило 12 см. Высота пика (рис. 4) «чернобыльского» ^{137}Cs в ~3 раза выше глобального радионуклида. Введение поправки на распад глобального ^{137}Cs к дате наблюдений за «чернобыльским» радионуклидом (2017 г.) уменьшает величину соотношения до 1.3 раза. Большее выпадение на водосбор оз. Суходольского «чернобыльского» ^{137}Cs по сравнению с

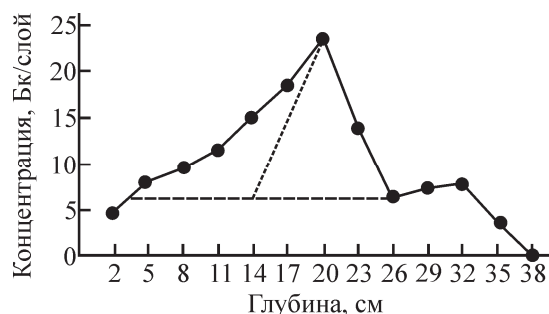


Рис. 4. Профиль ^{137}Cs в донных отложениях Суходольского оз.

глобальным отразилось на величине отношения радионуклидов в грунтах дна. Отсутствие пика «чернобыльского» ^{137}Cs в профиле ДО олиготрофных озер (рис. 1–3) обусловлено медленной диффузией радионуклида, низким седиментогенезом (≤ 1.8 мм/год) и короткой (5, 17 лет) экспозицией в водоемах.

В ДО оз. Суходольского профиль концентраций ^{137}Cs асимметричен из-за продолжающегося поступления на дно водоема осадков с низким содержанием ^{137}Cs . Их в озеро поставляют воды р. Вуокса и поверхностный сток. Приблизительно вклад осадков в загрязнение дна «чернобыльским» ^{137}Cs можно оценить по допущению ведущей роли диффузии в формировании уровней ^{137}Cs в ДО водоема. На миграцию «чернобыльского» ^{137}Cs по диффузионному механизму указывает наличие градиента концентрации в восходящем и нисходящем направлениях от слоя (17–20 см) максимального содержания ^{137}Cs . Поток диффундирующих ионов свойственно распределение Гаусса. Поэтому левая (восходящая) ветвь будет удалена от моды распределения (слой 17–20 см) на такое же расстояние, как и нисходящая правая. Ее ожидаемое положение относительно моды распределения на рис. 4 обозначено пунктиром. Область переноса ^{137}Cs в ДО по механизму диффузии занимает лишь часть общего поля миграции. Тогда по разности вклад осадков в загрязнение дна «чернобыльским» ^{137}Cs равен 43%. По теоретическим оценкам [18], при коэффициенте диффузии примеси $0.75 \cdot 10^{-7}$ см²/с и скорости седиментации ≥ 1.0 см/год осаждение взвесей в водоеме становится ведущим механизмом очищения вод и загрязнения дна. Для оз. Суходольского при седиментации 0.6 см/год наличие смешанного механизма загрязнения дна водоема «чернобыльским» ^{137}Cs является ожидаемым, так как в озеро поступают взвеси с водами р. Вуоксы и продуктами абразии берегов.

Таким образом, нами изучена миграция ^{137}Cs в толщу донных отложений (ДО) олиготрофных озер Скандинавского п-ова и Карельского перешейка со средними глубинами от 3.9 до 47 м в целях определения скорости очищения ДО от ^{137}Cs и выяснения механизма его миграции. Уровни ^{137}Cs в профиле ДО олиготрофных озер постепенно снижались от поверхностных слоев грунта в толщу отложений. ^{137}Cs мигрировал в ДО озер в течение 5–17 лет по механизму диффузии с

коэффициентами от $n \cdot 10^{-9}$ до $n \cdot 10^{-8}$ см²/с при средних значениях $(2-4) \cdot 10^{-8}$ см²/с. В озерах с низкой седиментацией (≤ 1.8 мм/год) изменения содержания ^{137}Cs в донных отложениях оценивались слоем полупотерь h (см), в котором содержание ^{137}Cs снижалась в два раза. Миграция ^{137}Cs в ДО озер на глубину 14–16 см характеризовалась слоем полупотерь h от 1.2 до 2.3 см. Для алевритовых илов с Ладожского озера, взятых с глубины 67 м, слой полупотерь h составил 1.2 см. Низкие температуры придонных вод бентали озера и грунтов дна снижали скорость миграции ^{137}Cs . Профиль ДО 4 олиготрофных озер с «чернобыльским» ^{137}Cs не содержал подповерхностного максимума его концентрации при времени миграции в водоемах 5 и 12 лет. При экспозиции 31 год ^{137}Cs в оз. Суходольское и повышенной седиментации (0.6 см/год) в профиле ДО озера на отметках 18.5 и 30.5 см наблюдались пики концентрации «чернобыльского» и глобального ^{137}Cs соответственно. Характеристики миграции ^{137}Cs – слой полупотерь h и коэффициент диффузии D – можно использовать в оценках очищения донных отложений олиготрофных озер в ситуации с поступлением ^{137}Cs в водоемы воздушным путем.

Список литературы

- [1] Маргулис В. Я. Атомная энергия и радиационная безопасность. М.: Энергоатомиздат, 1983. 160 с.
- [2] Mahura A., Baklanov A., Rigina O. Y. et al. // 5th Int. Conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. St. Petersburg, 2002. P. 119–123.
- [3] Бакунов Н. А., Саватюгин Л. М., Фролов И. Е. // Арктика: экология и экономика. 2011. N 1. С. 82–93.
- [4] Saxen R., Koskelainen U. Radioactivity of Surface Water and Freshwater Fish in Finland in 1988–1990: Suppl. 6 to Annual Report STUK-A94.
- [5] AMAP Assessment 2009: Radioactivity in the Arctic. Oslo, 2010. P. 35–38.
- [6] Ilus E., Saxen R. // J. Environ. Radioact. 2005. Vol. 82. P. 199–221.
- [7] Brittain J. E., Borgstrom R. // Hydrobiologia. 2010. Vol. 642. P. 5–15.
- [8] Wathne B. M., Patrick S. T., Monteith D., Barth H. Acidification of Mountain Lakes: Palaeolimnology and Ecology (AL:PE 1 Report). Eur. Commission Report EUR 16129 EN. 1995.
- [9] Saxen R., Ilus E. // Sci. Total Environ. 2008. Vol. 394. P. 349–360.
- [10] Большианов Д. Ю., Бакунов Н. А., Макаров А. С. // Литология и полезные ископаемые. 2014. N 2. С. 178–185.
- [11] Бакунов Н. А., Большианов Д. Ю., Макаров А. С. // Радиохимия. 2017. Т. 59, N 5. С. 475–480.
- [12] Бакунов Н. А., Большианов Д. Ю., Макаров А. С. // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39, N 5. С. 521–529.
- [13] Гритченко З. Г., Иванова Л. М., Тишков В. П., Цветков О. С. // Радиохимия. 2001. Т. 43, N 3. С. 281–284.
- [14] Сафронова Н. Г., Питкянен Г. Б., Погодин Р. И. // Проблемы радиэкологии водоемов-охлаждающих атомных электростанций. Свердловск: УрО АН СССР, 1978. С. 95–98.
- [15] Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. М.: Энергоиздат, 1981. 96 с.
- [16] Поляков Ю. А. Радиэкология и дезактивация почв. М.: Атомиздат, 1970. 304 с.
- [17] Семенович Н. И. Донные отложения Ладожского озера. М.; Л., Наука, 1966. 124 с.
- [18] Сухоручкин А. К. // Метеорология и гидрология. 1985. N 7. С. 76–81.