

УДК 539.163:574.5:597

ОЦЕНКА НАКОПЛЕНИЯ ^{137}Cs РЫБОЙ ПРЕСНОВОДНОГО ВОДОЕМА: РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ В ЩЕКИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

© 2020 г. Н. В. Кузьменкова^{1,2,*}, Л. Е. Ефимова³, М. М. Иванов^{3,4}, А. К. Рожкова^{1,2}, Т. Вада⁵, К. Нанба⁵, В. Н. Голосов^{3,4,6}

¹ МГУ им. М.В. Ломоносова, Химический факультет, Москва, Россия

² Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского, Москва, Россия

³ МГУ им. М.В. Ломоносова, Географический факультет, Москва, Россия

⁴ Институт географии РАН, Москва, Россия

⁵ Университет Фукусимы, Институт радиоактивности окружающей среды, Фукусима, Япония

⁶ Казанский Федеральный университет, Казань, Россия

*E-mail: kuzmenkova213@gmail.com

Поступила в редакцию 11.01.2019 г.

После доработки 08.07.2019 г.

Принята к публикации 18.09.2019 г.

Исследовано содержание ^{137}Cs в рыбе Щекинского водохранилища (Тульская область), водосбор которого располагается в пределах Плавского цезиевого пятна – территории с высокими уровнями радиоактивного загрязнения после аварии на ЧАЭС. Результаты показали, что уровень удельной активности ^{137}Cs в мышцах рыб составляет 1–2 Бк/кг, что гораздо ниже существующих предельно допустимых значений (130 Бк/кг). Были определены физико-химические свойства и удельная активность ^{137}Cs в воде водохранилища. Условия в водоеме являются комфортными для проживания и размножения рыбы. Причиной низкого содержания ^{137}Cs в воде и рыбе, обитающей в Щекинском водохранилище, помимо полураспада ^{137}Cs за прошедшие с момента аварии более 30 лет, явилось накопление на дне водохранилища относительно более чистых речных наносов. Это привело к захоронению наиболее загрязненного сразу после аварии на ЧАЭС слоя донных отложений.

Ключевые слова: ^{137}Cs , пресноводные водоемы, авария на ЧАЭС, радиоактивное загрязнение, рыба, нормы радиационной безопасности

DOI: 10.31857/S0869803120030054

Искусственные радионуклиды поступают в окружающую среду в результате ядерных взрывов, в том числе проводимых в мирных целях, а также техногенных аварий, которые иногда происходят на объектах по переработке отработанного ядерного топлива и АЭС. В частности, последствия аварии на Чернобыльской АЭС затронули около 3 млн га сельскохозяйственных угодий Европейской части России [1]. Современная система безопасности на АЭС хорошо развита, однако, как показала авария, произошедшая на АЭС “Фукусима-1” 11 марта 2011 г., предусмотреть все возможные причины аварийных ситуаций очень сложно, и всегда существует риск их возникновения. По масштабам авария на АЭС “Фукусима-1” уступает аварии на ЧАЭС, тем не менее, в ее результате пострадали обширные территории Японии: радиоцезий выпал на подстилающую поверхность в северо-западном направлении от АЭС, сформировав след шириной порядка 20 км

и длиной 50–70 км с плотностью радиоактивного загрязнения почв на 2011 г. 600–6000 кБк/м² [2–4].

Радиоактивный изотоп ^{137}Cs после выпадения из атмосферы прочно фиксируется на частицах почвы и продолжает поступать в водоемы совместно с наносами при формировании поверхностного стока и смыва с их водосборов. На склонах водосборов основным механизмом переноса ^{137}Cs и других радионуклидов, зафиксированных на почвенных частицах, является латеральный перенос. В водоемах и водотоках происходит более сложный процесс перераспределения радионуклидов. Известно, что радионуклиды при определенных условиях могут переходить из растворенной формы в нерастворимую и обратно [5].

Гидробионты являются составляющей пищевой цепочки и активно участвуют в процессах миграции радионуклидов в водоемах и водотоках. Радиоактивный ^{137}Cs – продукт деления в ядерных реакциях, включен в естественную среду

обитания всех живых организмов с момента его появления в окружающей среде. Изменения концентраций цезия в водных объектах во многом определяются обменными адсорбционными и химическими взаимодействиями с поверхностью взвесей и донных отложений. При определенных ситуациях частицы взвесей, переотложившиеся на дне водоема, могут стать источником вторичного радиоактивного загрязнения воды в результате процессов десорбции, вызванных изменением внешних условий среды. Часто именно биота может оказывать существенное влияние на перераспределение радионуклидов в окружающей среде. Биотические взаимодействия могут, например, путем изменения щелочно-кислотных условий способствовать получению растворимых лигандов или новых биоминеральных фаз [6]. Известно, что пресноводная рыба поддерживает более высокое осмотическое давление, и, следовательно, более высокие концентрации одновалентных (Na^+ , K^+) и двухвалентных ионов (Ca^{2+} , Mg^{2+}) [7]. Вероятно, поэтому в пресноводных гидробионтах определен более длительный биологический период полувыведения радиоцезия, чем в морских [8]. Морские гидробионты более активно выделяют Cs^+ (биохимический аналог K^+) через хлоридные клетки жабр во время осморегуляции [9, 10]. Эти физиологические характеристики в сочетании с рециркуляцией радиоцезия определили долгосрочное загрязнение пресноводной рыбы после аварии на Чернобыльской АЭС [11]. Это особенно важно для особей, живущих в непроточных водоемах [12]. Это определяет необходимость изучения для конкретной местности и среды обитания особенностей снижения удельной активности радиоцезия в пресноводных видах рыб. Исследования важны для прогнозирования долгосрочных тенденций радиоактивного загрязнения, а также для выявления факторов, влияющих на загрязнение пресноводных рыб. Подобная информация будет полезна для возобновления пресноводного рыболовства и предотвратит дезинформацию местного населения в будущем [13]. Радиоактивное загрязнение обширных территорий острова Хонсю, включая многочисленные водоемы, после аварии на АЭС “Фукусима-1” существенно повысило интерес к оценке негативных последствий накопления ^{137}Cs в водоемах [14].

В этой связи большой интерес представляют исследования содержания радионуклидов в рыбе, обитающей в радиоактивно загрязненных водоемах, подвергшихся влиянию аварии на Чернобыльской АЭС и расположенных на удалении от Чернобыля, где уровни начального загрязнения были сопоставимы с уровнями радиоактивности на острове Хонсю в Японии. К таким объектам относится Щекинское водохранилище, ко-

торое до настоящего времени не изучалось в части оценки радиоактивного загрязнения. Комплексная оценка радиоактивности объектов природной среды водоема позволит оптимизировать финансовые затраты при осуществлении реабилитационных мероприятий. Поэтому исследование процессов перераспределения радионуклидов между компонентами водных экосистем и состояния гидробионтов в условиях радиационного воздействия представляется крайне актуальным.

Целью исследований является определение удельной активности ^{137}Cs в основных видах рыб, обитающих в Щекинском водохранилище, которое является крупнейшим водоемом в пределах “Плавского цезиевого пятна”, и факторов, определяющих выявленное содержание ^{137}Cs в рыбе.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Щекинское водохранилище и его водосбор находятся в Тульской области к юго-западу от областного центра и попадают в зону воздействия “Плавского радиоактивного пятна”, образовавшегося в результате Чернобыльской катастрофы 1986 г. (рис. 1). Водоохранилище было создано на реке Упе в 1948 г. как водоем-охладитель Щекинской ГРЭС.

Уровень загрязнения почв на части водосбора водохранилища на момент выпадения радионуклидов в начале мая 1986 г. превышал 185 кБк/м^2 [1]. Большая часть площади водосбора занята пахотными землями, доля которых с 1986 г. сократилась примерно на 10% и к настоящему времени составляет 61% от общей площади водосбора водохранилища. Именно смыв почвенных частиц и зафиксированного на них ^{137}Cs с пашни является основным источником поступления материала и собственно ^{137}Cs с водосбора в постчернобыльский период. Смыв происходит в период выпадения стокоформирующих ливней в теплое время года, а также в период весеннего снеготаяния. Следует отметить, что в связи с потеплением климата в последние три десятилетия коэффициент поверхностного стока воды со склонов в период снеготаяния в лесостепной зоне сократился с 0.5 в 1960–1970-е годы до 0.1 после начала 1990-х и менее 0.05 в 2000-е годы [15].

Это привело к существенному снижению склонового смыва на пашне и сокращению поступления наносов в водохранилище. Размывы берегов русел рек являются вторым по значимости источником наносов, поступающих в водохранилище. Однако за период с 1986 г., согласно данным стационарных гидрологических наблюдений Росгидромета в районе г. Тула, было только девять половодий с высокими уровнями воды, когда на отдельных участках русла могли проис-

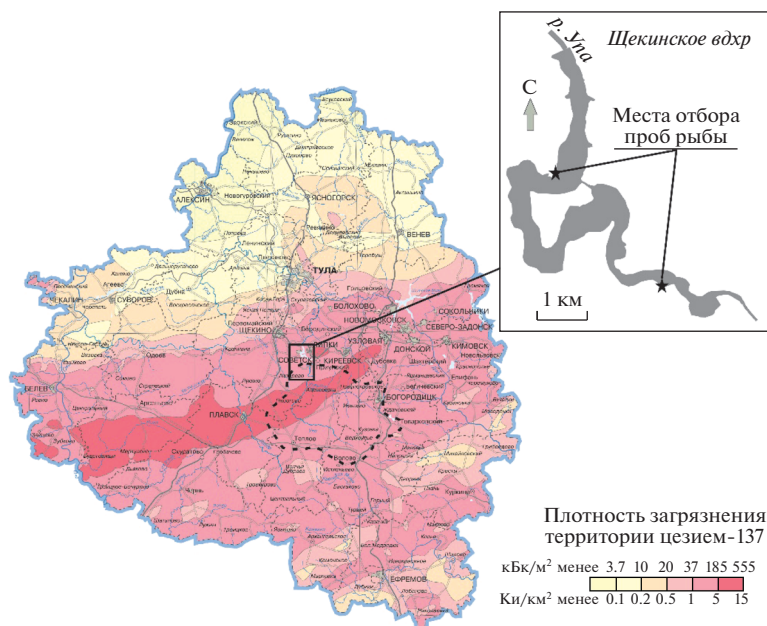


Рис. 1. Расположение Шекинского водохранилища, “Плавского радиоактивного пятна” [1] и места отбора образцов рыбы. Пунктирной линией отмечена граница бассейна водохранилища.

Fig. 1. The Shekino reservoir location, the Plavsky radioactive spot location [1] and the place of fish sampling. The dashed line marks the reservoir basin boundary.

ходить размывы берегов. Берега Шекинского водохранилища, как было установлено при полевом обследовании, на большем протяжении не размываются.

Большая часть наносов, сформировавшихся на водосборе р. Упы и переносимых ¹³⁷Cs, поступает в постоянные водотоки, а затем ниже по течению перехватываются водохранилищем. Исследований удельной активности ¹³⁷Cs в основных видах рыб Шекинского водохранилища до настоящего времени не проводилось.

Морфометрические характеристики и особенности химического состава стока с водосбора в совокупности определяют специфику обменных процессов с участием основных химических компонентов и степень миграционной активности радионуклидов в водоеме замедленного водообмена. Шекинское водохранилище по классификации Богословского [16] можно отнести к транзитно-аккумулятивному водоему, в которых велика зависимость гидрологического режима от площади водосбора, заметно превышающей площадь самого водохранилища. Гидрохимический режим Шекинского водохранилища зависит также от внутриводоемных процессов и поступления воды с водосборов.

Водохранилище имеет площадь 6 км² и вытягивается вверх от плотины по затопленной долине р. Упы, создавая выше водохранилища зону подпора. Глубины водохранилища небольшие и

составляют от 0.5 до 7 м. Участки максимальных глубин, согласно результатам батиметрической съемки водохранилища, выполненной в 2014 г., соответствуют расположению затопленного русла р. Упы.

Результаты исследования мощности донных осадков и послонного содержания в них радионуклидов, выполненного в различных частях акватории водохранилища, показывают, что в пределах мелководных частей водохранилища, которые соответствуют затопленной пойме р. Упы, по существу не происходит накопление донных отложений. Более того, на исследованных участках содержание ¹³⁷Cs в пойменных почвах существенно ниже, чем на склонах, окружающих водохранилище. Можно предположить, что в связи с малой глубиной на данных участках в холодные зимы промерзала вся толща воды. В результате верхние горизонты донного грунта примерзали ко льду и вместе со льдом при его таянии относились на участки больших глубин. На участках больших глубин, которые соответствуют положению русла и примыкающих к нему участков низкой поймы, за период с 1986 г. отложились наносы, мощностью до 3 м, содержание ¹³⁷Cs в поверхностном слое которых колеблется от 112 до 438 Бк/кг, в зависимости от точки пробоотбора. Пик содержания ¹³⁷Cs располагается на глубине 74–78 см – 4500 Бк/кг и соответствует поверхности дна водоема в месте отбора в 1986 г. Таким образом, наиболее загрязненные ¹³⁷Cs горизонты донных отложений

погребены под слоем менее загрязненных отложений, накопившихся в водоеме с 1986 г. до февраля 2018 г. Тем не менее содержание ^{137}Cs в поверхностном слое отложений до сих пор превышает фоновые значения [17].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Гидролого-гидрохимические съемки водохранилища выполнены в меженные периоды (январь и июль 2018 г.). Для съемок были заранее намечены вертикали, которые равномерно покрывают всю площадь водохранилища. Часть станций были приурочены к затопленному руслу р. Упы, поскольку в этих местах достигается максимальная глубина, и, как следствие, динамические процессы, происходящие в водохранилище, проявляются здесь в большей степени. Несколько станций располагались на пойменных участках водоема. В ходе выполнения съемок были измерены температура, электропроводность и pH воды, определена концентрация растворенного кислорода. Температуру и электропроводность воды измеряли с помощью многопараметрового зонда YSI 85–100 (YSI Inc., США). Результаты определения электропроводности приведены к 18°C . Содержание растворенного кислорода определено оксиметром PRO ODO (YSI Inc., США).

Отобранные пробы воды анализировались в гидрохимической лаборатории Красновидовской учебно-научной станции МГУ. Содержание главных ионов определено методами жидкостной хроматографии и капиллярного электрофореза, используемыми в гидрохимии пресных вод [18]. Содержание ортофосфатов и валового фосфора в фильтрованных через мембранный фильтр диаметром пор 0.45 мкм и нефилтрованных пробах определяли методом Морфи–Райли в соответствии с [19, 20]. Содержание минерального кремния определяли фотометрическим методом в виде желтой кремнемолибденовой гетерополикислоты [21]. Показатели содержания в воде органических веществ (перманганатная окисляемость (ПО), химическое потребление кислорода (ХПК) были определены объемным методом по Кубелю (ПО) и с бихроматом калия.

Вылов рыбы проводили в июле на двух участках. Один располагался у левого берега в районе выхода вод из сбросного канала, используемых ГРЭС для охлаждения, а второй на реке Упа, до впадения в водохранилище (рис. 1). В результате полевых работ на Щекинском водохранилище было отобрано 17 образцов рыбы (один толстолобик (*Hypophthalmichthys molitrix*), 12 карасей (*Carassius carassius*), четыре плотвы (*R. rutilus rutilus*)). Информация о выловленной рыбе, включая возраст рыбы, длину, вес, пол и точное название рыбы представлена в табл. 1. После вылова рыбу отмывали, чтобы снизить вероятность прилипания

частиц донных осадков, содержащих цезий. Для правильного определения содержания ^{137}Cs , потенциально-опасного для человека, рыбу потрошили и изучали только ту ее часть, которую возможно употреблять в пищу [22, 23]. В некоторых случаях внутренние части и мышцы анализировали отдельно [24]. Из нескольких рыб была отделена икра, толстолобик был разделен на органы (жабры, голова, печень, хвостовая часть). Рыбу после отлова измельчали, паковали в плотные пластиковые контейнеры и взвешивали. Взвешивание, определение пола и возраста рыбы осуществлялись в полевых условиях. После этого все образцы были заморожены и измерены на гамма-спектрометре с полупроводниковым детектором Canberra GR 3818 (Canberra Industries Inc., США). Обработку данных осуществляли в программе Gennie 2000. Удельная активность ^{137}Cs определена на сырую массу, в карасе и плотве только для мышц. Эффективность регистрации составила от 2.5 до 4.5% в зависимости от массы измеряемого образца.

Из водохранилища были отобраны две пробы воды объемом 20 л, в которых определено содержание ^{137}Cs . Исследование проводилось с помощью сорбента АНФЕЖ (ионообменный материал из гексацианоферрата (II) железа-калия ($\text{Fe}_2[\text{Fe}(\text{CN})_6]$, $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$, $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$) на целлюлозном носителе). Предел обнаружения определяемой активности – 0.001 Бк/л, эффективность сорбента 94–98%.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Поверхностные воды водохранилища имеют среднюю минерализацию, относятся к гидрокарбонатному классу, группе кальция и магния. В меженные периоды минерализация вод максимальна (400–500 мг/л), что связано с большой долей грунтовых вод в питании водоема. Распределение физико-химических параметров воды по длине и глубине водохранилища обусловлено сезонными различиями термических, гидродинамических условий и изменениями химического состава воды р. Упа. Воды водохранилища слабощелочные (pH – 7.6–8.5). Наибольших значений величина pH достигает в поверхностных слоях водоема летом и обусловлена процессами фотосинтеза. Летом поверхностные горизонты водохранилища пересыщены кислородом, в придонных слоях минимальное содержание растворенного кислорода на самой глубокой из вертикалей (5.5 м) составило 2.2 мг/л (24% нас.). Физико-химическим параметром водной среды, необходимым для комфортности жизни рыб, можно считать содержание органических веществ. Суммарная величина ХПК летом изменялась в диапазоне 8–25 мгО/л, что ниже установленной величины

Таблица 1. Удельная активность ^{137}Cs и характеристики исследованных образцов рыбы, выловленных в Щекинском водохранилище
Table 1. Specific activity of ^{137}Cs and fish characteristics from Schekino reservoir

Название вида	Пол	Длина, см	Масса, г	A, Бк/кг	Погрешность, %
<i>Carassius carassius</i>	самка	26.0	325.6	<МДА	—
<i>Carassius carassius</i>	самка	23.5	226.7	0.45	1.0
<i>Carassius carassius</i>	самка	25.0	326.0	1.26	2.0
<i>Carassius carassius</i>	самка	24.8	287.5	1.33	3.0
<i>Carassius carassius</i>	самка	24.5	243.6	2.46	4.0
<i>Carassius carassius</i>	самка	20.8	315.8	0.37	5.0
<i>Carassius carassius</i>	самка	22.5	215.8	3.61	6.0
<i>Carassius carassius</i>	самец	23.6	231.1	2.57	7.0
<i>Carassius carassius</i>	самка	22.4	216.8	<МДА	—
<i>Carassius carassius</i>	самка	19.0	111.2	1.27	9.0
<i>Carassius carassius</i>	самец	21.0	147.4	2.83	10
<i>Carassius carassius</i>	самка	23.4	265.8	1.41	11
<i>Carassius carassius</i> (икра)*	самка	—	15.4	1.91	5.0
<i>R. rutilus rutilus</i>	самец	18.5	68.2	1.61	12
<i>R. rutilus rutilus</i>	самец	18.0	61.3	0.23	13
<i>R. rutilus rutilus</i>	н.о.**	16.2	38.2	<МДА	14
<i>R. rutilus rutilus</i>	н.о.	14.7	35.5	2.02	15
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (мышцы с хвостовой части)	самец	59.0	56.1	1.6	17
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (мышцы с центральной части тела)	самец	59.0	51.8	<МДА	18
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (мышцы головная часть)	самец	59.0	52.2	0.7	19
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (печень и кишечник)	самец	59.0	46.8	1.4	20
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (жабры)	самец	59.0	53.2	0.1	21

*Результаты по икре представлены средним из четырех образцов.

**н.о. — не определен.

ПДК (30 мгО/л). Более 50% составляла взвешенная форма органического вещества. Содержание калия мало (0.5–1.2 мг/л). Все приведенные выше гидрохимические параметры в целом можно назвать комфортными для проживания и репродуктивной способности рыб Щекинского водохранилища. Кроме того, такие виды как плотва и карп спокойно переносят снижение концентрации кислорода до значений менее 5 мг/л, а карась может жить при дефиците кислорода (2–0.5 мг/л) [25].

В результате исследования рыбы была определена удельная активность ^{137}Cs в образцах рыбы (табл. 1, 2). Согласно санитарным правилам и нормативам СанПиН 2.3.2.1078-01 о содержании радионуклидов в рыбе и рыбной продукции пре-

дельно допустимые удельные активности для рыбы составляют 130 Бк/кг — ^{137}Cs [26]. Удельная активность ^{137}Cs в воде составляет в среднем 0.068 Бк/л.

ОБСУЖДЕНИЕ

Особое влияние на накопление радионуклидов рыбами оказывает гидрологический режим водного объекта. Важным фактором дезактивации донных осадков, а соответственно и среды питания рыбы являются уровни радиоактивного загрязнения, интенсивность и объемы поступающих наносов. Установлено, что при поступлении “чистых” наносов сильно загрязненные донные осадки достаточно быстро оказываются погреш-

Таблица 2. Средние значения для всех исследованных параметров образцов рыбы, выловленных в Щекинском водохранилище и K_k

Table 2. The average values for all the studied parameters of fish samples caught in the Shchekinsky reservoir and K_k

Название вида	Длина, см	Масса, г	A , Бк/кг	K_k
<i>Carassius carassius</i>	23.0 ± 0.58	242 ± 19.4	1.75 ± 0.33	25.8
<i>R. rutilus rutilus</i>	16.8 ± 0.87	50.8 ± 8.19	1.28 ± 0.54	18.9
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	—	—	0.59 ± 0.34	13.9

бенными и перестают быть источником загрязнения гидробионтов. Несмотря на достаточно высокий уровень радиоактивности поверхностного слоя донных осадков Щекинского водохранилища (112–438 Бк/кг), наиболее загрязненный горизонт 4500 Бк/кг за время, прошедшее с момента аварии 1986 г., оказался глубоко погребенным (более 50 см) [17].

При определении периода полувыведения ^{137}Cs из пресноводных рыб в озерах на основе исследований, проведенных на ряде озер, загрязненных после аварии на Чернобыльской АЭС [27], было выявлено, что время и характер водообмена являются важными факторами. Щекинское водохранилище относится к числу водоемов с регулярным водообменом, так как в нем, благодаря регулярным сбросам, поддерживается относительно устойчивый уровень воды. Аналогичные выводы были получены в результате проведения исследований на озерах в районе Фукусимы с медленным характером водообмена, по сравнению с озерами с быстрым водообменом [13]. Сравнительно быстрый водообмен, характерный для Щекинского водохранилища, положительно влияет на его самоочищение от ^{137}Cs . Если проводить сравнение подобного рода объектов на территориях, подвергшихся Чернобыльскому воздействию и аварии на атомной электростанции АЭС “Фукусима-1”, следует отметить, что на острове Хонсю процессы переотложения и захоронения загрязненных горизонтов донных осадков проходят быстрее благодаря поступлению значительных объемов наносов при прохождении мощных паводков в сезон тайфунов, характерных для субтропического климата [4]. Однако при этом следует учитывать и размеры водохранилища. Также на наиболее загрязненных территориях, расположенных к северо-западу от АЭС “Фукусима-1”, с 2011 г. активно проводились рекультивирующие мероприятия, которые в настоящее время завершены в пределах сельскохозяйственных земель и селитебных территорий и продолжают на залесенных территориях. Это способствовало снижению уровня загрязнения поступа-

ющих в водоем наносов. Наконец, высокие дождевые паводки способствуют активным русловым переформированиям, что также снижает содержание радионуклидов в наносах [4].

Распределение радионуклидов между биотической и абиотической составляющей пресноводных экосистем принято характеризовать с помощью коэффициента концентрирования (K_k) — отношение удельной активности радионуклида в объекте к удельной активности в воде [28, 29]. Некоторые исследователи отмечают [30], что такой подход имеет ряд недостатков, однако в настоящее время он представляется наиболее приемлемым вариантом по сравнению с другими методами количественной оценки доступности радионуклидов для различных организмов экосистемы. Кроме того, его отличает относительная простота использования для оценки экологических рисков [31, 32]. Для Щекинского водохранилища K_k составил от 14 до 26 (мин. 5.3 — макс. 52), (табл. 2). Такой коэффициент накопления считается достаточно низким и указывает на невысокую разницу удельной активности ^{137}Cs в воде и рыбе водоема.

Количество калия в воде Щекинского водохранилища составляет 0.5–1.2 мг/л, что также оказало влияние на содержание ^{137}Cs в рыбе, поскольку известно, что коэффициент концентрирования (K_k) ^{137}Cs в рыбе напрямую связан с концентрацией калия в воде водоема [33]. Важно отметить, что подобные исследования проводятся на Щекинском водохранилище впервые, и полученные данные вносят заметный вклад в оценку и прогнозирование последствий радиационных аварий для пресноводных экосистем.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Полученные данные позволяют сделать вывод, что современное содержание ^{137}Cs в особях рыбы Щекинского водохранилища оценивается как удовлетворительное. Это связано с тем, что несмотря на местонахождение водоема в пределах территории с высокими уровнями Чернобыльских выпадений, время, прошедшее с момента аварии (33 года), и латеральный перенос относительно менее загрязненных радионуклидами наносов привели к захоронению наиболее загрязненного горизонта донных осадков, являющегося основным источником поступления радиоактивных веществ в воду и, как следствие, в рыбу. Следовательно, одним из важнейших факторов самоочищения водоемов от радиоактивного загрязнения является скорость поступления наносов с водосбора и их переотложения в водоеме. Результаты определения удельной активности ^{137}Cs в рыбе Щекинского водохранилища свидетельству-

ют о низком уровне его содержания. Рыбу исследованного водоема можно употреблять в пищу.

БЛАГОДАРНОСТИ

Исследование было выполнено в рамках реализации совместного проекта РФФИ и Японского общества продвижения науки (JSPS) № ЯФа 18-55-50002 и в рамках госзадания НИЛ эрозии почв и русловых процессов географического ф-та МГУ, номер АААА-А16-116032810084-0 (гидролого-геохимические исследования). Авторы выражают благодарность руководству Шекинской ГРЭС за содействие, оказанное при проведении исследований.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины / Под ред. Ю.А. Израэля. М.: Росгидромет, Роскартография, 1998. 142 с. [Atlas radioaktivnogo zagryazneniya Evropejskoj chasti Rossii, Belorussii i Ukrainy / Pod red. Yu.A. Izraelya. M.: Rosgidromet, Roskartografiya, 1998. 142 s. (In Russian)]
2. Kirchner G., Bossewa P., De Cort M. Radioactivity from Fukushima Dai-ichi in air over Europe; part 2: what can it tell us about the accident? // J. Environ. Radioact. 2012. V. 114. P. 35–40.
3. Tazoe H., Hosoda M., Sorimachi A. et al. Radioactive pollution from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant in the terrestrial environment // Radiat. Prot. Dosim. 2012. V. 152. № 1–3. P. 198–203.
4. Konoplev A., Golosov V., Laptev G. et al. Behavior of accidentally released radiocesium in soil–water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective // Environ. Radioact. 2016. V. 151. P. 568–578.
5. Newsome L., Morris K., Lloyd J. The biogeochemistry and bioremediation of uranium and other priority radionuclides // Chem. Geology. 2014. V. 363. P. 164–184.
6. Hickman Jr. C.P., Trump B.F. The kidney // Fish Physiology / Eds W.S. Hoar, D.J. Randall. V. I. New York: Academic Press, 1969. P. 91–239.
7. Ugedal O., Jonsson B. Effects of temperature and body size on radiocaesium retention in brown trout, *Salmo trutta* // Freshwater Biol. 1992. V. 28. P. 165–171.
8. Zhao X., Wang W-X., Yu K. et al. Biomagnification of radiocesium in a marine piscivorous fish // Marine Ecol. Progress Ser. 2001. V. 222. P. 227–237.
9. Furukawa F., Watanabe S., Kaneko T. Excretion of cesium and rubidium via the branchial potassium-transporting pathway in Mozambique tilapia // Fish. Sci. 2012. V. 78. P. 597–602.
10. Comans R.N., Middelburg J., Zonderhula J. et al. Mobilization of radiocaesium in pore water of lake sediments // Nature 1989. V. 339. P. 367–369.
11. Bulgakov A.A., Konoplev A.V., Smith J.T., et al. Modelling the long-term dynamics of radiocaesium in closed lakes // J. Environ. Radioact. 2002. V. 61. P. 41–53.
12. Wada T., Fujita T., Nemoto Y. et al. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: an update after five years // J. Environ. Radioact. 2016. V. 164. P. 312–324.
13. Wada T., Nemoto Y., Shimamura S. et al. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima // J. Environ. Radioact. 2013. V. 124. P. 246–254.
14. Konoplev A., Wakiyama Y., Wada T. et al. Radiocesium in ponds in the Near Zone of Fukushima Dai-ichi NPP // Water Resources. 2018. V. 45. № 4. P. 589–597.
15. Barabanov A., Dolgov S., Koronkevich N. et al. Surface runoff and snowmelt infiltration into the soil on plowlands in the forest-steppe and steppe zones of East European Plain // Eur. Soil Sci. 2018. V. 51. № 1. P. 66–72.
16. Богословский Б.Б. Озероведение. М.: МГУ, 1960. 333 с. [Bogoslovskij B.B. Ozerovedenie. M.: MGU, 1960. 333 s. (In Russian)]
17. Иванов М.М., Гуринов А.Л., Иванова Н.Н. и др. Динамика накопления ¹³⁷Cs в донных осадках Шекинского водохранилища в постчернобыльский период // Радиационная биология. Радиоэкология. 2019. Т. 59. № 6. С. 651–663. [Ivanov M.M., Gurinov A.L., Ivanova N.N. i dr. Dinamika nakopleniya ¹³⁷Cs v donnyh osadkah Shchekinskogo vodохранилища v postchernobyl'skij period // Radiaci. biologiya. Radioekologiya. 2019. T. 59. № 6. S. 651–663. (In Russian)]
18. ПНД Ф 14.1:2:4.132-98. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации анионов: нитрита, нитрата, хлорида, фторида, сульфата и фосфата в пробах природной, питьевой и сточной воды методом ионной хроматографии. [PND F 14.1:2:4.132-98. Kolichestvennyj himicheskij analiz vod. Metodika vypolneniya izmerenij massovoj koncentracii anionov: nitrita, nitrata, hlorida, ftorida, sul'fata i fosfata v probah prirodnoj, pit'evoj i stochnoj vody metodom ionnoj hromatografii (In Russian)]
19. РД 52.10.738-2010. Массовая концентрация фосфатов в морских водах. Методика измерений фотометрическим методом. [RD 52.10.738-2010. Massovaya koncentraciya fosfatov v morskikh vodah. Metodika izmerenij fotometricheskim metodom (In Russian)]
20. РД 52.10.739-2010. Массовая концентрация общего фосфора в морских водах. Методика измерений фотометрическим методом после окисления персульфатом калия. [RD 52.10.739-2010. Massovaya koncentraciya obshchego fosfora v morskikh vodah. Metodika izmerenij fotometricheskim metodom posle okisleniya persul'fatom kaliya (In Russian)]
21. ПНД Ф 14.1:2:4.215-06. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации кремнекислоты (в пересчете на кремний) в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом в виде желтой кремнемолибденовой гетерополикислоты. [PND F 14.1:2:4.215-06. Kolichestvennyj himicheskij analiz vod. Metodika izmerenij massovoj koncentracii kremnekisloty (v pereschete na kremnij) v pit'evykh, poverhnostnykh i stochnykh vodah fotometricheskim metodom v vide zheltoj kremnemolibdenovoj geteropolikisloty (In Russian)]
22. Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике / Под ред. П.А. Лозо-

- вика, Н.А. Ефременко. СПб.: Нестор-История, 2017. 272 с. [Analiticheskie, kineticheskie i raschetnye metody v gidrohimiicheskoj praktike / Pod red. P.A. Lozovika, N.A. Efremenko. Spb.: Nestor-Istoriya, 2017. 272 s. (In Russian)]
23. *Brittain J.* Radiocesium in brown trout from a subalpine lake ecosystem after the Chernobyl reactor accident // *J. Environ. Radioact.* 1991. V. 14. P. 181–191.
 24. *Saxen R., Heinavaara S., Rask M. et al.* Transfer of ^{137}Cs into fish in small forest lakes // *J. Environ. Radioact.* 2010. V. 101. P. 647–653.
 25. *Zalewska T., Suplinska M.* Fish pollution with antropogenic ^{137}Cs in the southern Baltic Sea // *Chemosphere.* 2013. V. 90. P. 1760–1766.
 26. СанПиН 2.3.2.1078-01 о содержании радионуклидов в рыбе и рыбной продукции [SanPiN 2.3.2.1078-01 o sodержanii radionuklidov v rybe i rybnoj produkcii (In Russian)]
 27. *Särkkä J., Jämsä Al, Luukko A.* Chernobyl-derived radio-caesium in fish as dependent on water quality and lake morphometry // *J. Fish. Biol.* 1995. V. 46. P. 227–240.
 28. *Yankovich T., Beresford N., Fesenko S. et al.* Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife // *J. Environ. Radioact.* 2013. V. 126. P. 299–313.
 29. *Howard B., Baresford N., Copplestone D. et al.* The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife // *J. Environ. Radioact.* 2013. 121. P. 55–74.
 30. *Wood M., Beresford N., Howard B. et al.* Evaluating summarized radionuclide concentration ratio datasets for wildlife // *J. Environ. Radioact.* 2013. 126. P. 314–325.
 31. IAEA. Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments for radioecological assessments. IAEA-TECDOC-1616. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2009.
 32. IAEA. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. IAEA Technical report series. TRS No 472. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2010.
 33. *Konovalenko L., Bradshaw C., Andersson E. et al.* Evaluation of factors influencing accumulation of stable Sr and Cs in lake and coastal fish // *J. Environ. Radioact.* 2016. V. 160. P. 64–79.

assessment of ^{137}Cs Accumulation in Freshwater Fish: Investigation Results in the Shchekino Reservoir

N. V. Kuzmenkova^{a,b,#}, L. E. Efimova^c, M. M. Ivanov^{c,d}, A. K. Rozhkova^{a,b}, T. Wada^e, K. Nanba^e, and V. N. Golosov^{c,d,f}

^a Lomonosov Moscow State University, Chemistry Faculty, Moscow, Russia

^b Vernadsky Institute of Geochemistry, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

^c Lomonosov Moscow State University, Geography Faculty, Moscow, Russia

^d Geography Institute, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

^e Fucushima University, Institute of Environmental Radioactivity, Fucushima, Yapan

^f Kazan University, Kazan, Russia

[#]E-mail: kuzmenkova213@gmail.com

The radionuclides content in the Shchekino reservoir (Tula region) fish was investigated. Reservoir catchment located within the Plavsky radioactive spot, the territory with high radioactivity level because of the Chernobyl accident. The results showed that the level of specific activity in the muscles of fish is 1–2 Bq/kg, which is much lower than the existing limits values (130 Bq/kg). The water physicochemical properties and specific activity of ^{137}Cs of the reservoir were determined. Reservoirs conditions are comfortable for fish living and productivity. The reason for the content decrease in water and fish living in the Shchekino reservoir, in addition to the ^{137}Cs half-life over the past 30 years after the accident, was the relatively clean river sediments accumulation at the bottom of the reservoir. This led to the most contaminated sediment layer burial after the accident time.

Keywords: ^{137}Cs , freshwater reservoirs, Chernobyl accident, radioactive pollution, fish, radiation safety standards