

УДК 539.163:551.3:556

ДИНАМИКА НАКОПЛЕНИЯ ^{137}Cs В ДОННЫХ ОСАДКАХ ЩЁКИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ЗА ПОСТЧЕРНОБЫЛЬСКИЙ ПЕРИОД

© 2019 г. М. М. Иванов^{1,*}, А. Л. Гуринов¹, Н. Н. Иванова¹, А. В. Коноплёв²,
Е. А. Константинов³, Н. В. Кузьменкова⁴, Е. В. Терская¹, В. Н. Голосов^{1,3,5}

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

² Университет Фукусимы, Институт радиоактивности окружающей среды, Фукусима, Япония

³ Институт географии РАН, Москва, Россия

⁴ МГУ им. М.В. Ломоносова, Химический факультет, Москва, Россия

⁵ Институт физики, Казанский Федеральный университет, Казань, Россия

*E-mail: ivanovm@bk.ru

Поступила в редакцию 22.11.2018 г.

В статье представлены результаты оценки накопления наносов и ассоциированного с ними ^{137}Cs чернобыльского происхождения в Щёкинском водохранилище, расположенном в верховьях р. Упы ниже по течению от наиболее загрязненной части ее бассейна — осевой части “Плавского радиоактивного пятна”. На основе анализа эпюр вертикального распределения ^{137}Cs в донных осадках восстановлена динамика изменений концентрации ^{137}Cs на взвеси р. Упы с 1986 г. по 2017 г. За постчернобыльский период показатели активности радионуклидов в наносах практически упали до безопасных значений, а их аккумуляция привела к захоронению слоев отложений с максимальными концентрациями ^{137}Cs . Это способствует минимизации воздействия радионуклида на качество воды и биоту Щёкинского водохранилища. Тем не менее накопление значительных запасов ^{137}Cs в донных отложениях водохранилища следует учитывать при проведении его очистки или в случаях аварийных ситуаций, при которых может произойти сброс значительных объемов донных отложений в русло р. Упы ниже по течению от водохранилища.

Ключевые слова: Чернобыльское загрязнение, ^{137}Cs , сток наносов, водохранилище, моделирование миграции радионуклидов

DOI: 10.1134/S0869803119060055

Изучение загрязнения водоемов и в особенности донных отложений, накапливающихся в них, позволяет не только оценить изменения качества водных ресурсов, но и расширить представления о развитии природных процессов в условиях интенсивного антропогенного воздействия [1].

Изотоп ^{137}Cs является одним из основных радиоактивных загрязнителей, поступавших на земную поверхность в результате испытаний ядерного оружия, а также аварий на объектах атомной промышленности [2–7]. Кроме того, радиоцезий давно и успешно используется в качестве трассера при изучении эрозионно-аккумулятивных процессов. Возможность четкой хронологической привязки слоев с максимальным содержанием радионуклидов в толще донных осадков позволяет оценивать темпы и объемы осадконакопления за постчернобыльский период [8–12].

В зонах с высокими уровнями радиоактивного загрязнения накопление ^{137}Cs в донных осадках представляет собой потенциально высокую опас-

ность, связанную с концентрацией загрязненного материала в пределах сравнительно компактных зон и возможностью повторного его поступления в постоянный водоток в результате размыва аккумулятивных толщ наносов с высоким содержанием радионуклидов. В связи с этим проблема перераспределения радиоактивных загрязнителей в составе стока речных наносов имеет важное прикладное значение, выражающееся в оценке и выборе мероприятий по устранению возможных неблагоприятных экологических последствий. Опыт ликвидации последствий Чернобыльского загрязнения показал, что проведение высокотрудозатратной рекультивации оказывается далеко не всегда оправданным решением, поскольку природные системы могут проявлять сильную способность к самоочищению [13, 14]. В результате проявления эрозионно-аккумулятивных процессов возможно естественное сокращение повышенного радиационного фона, связанное со снижением содержания радионуклидов в составе стока наносов [15, 16] и захоронением

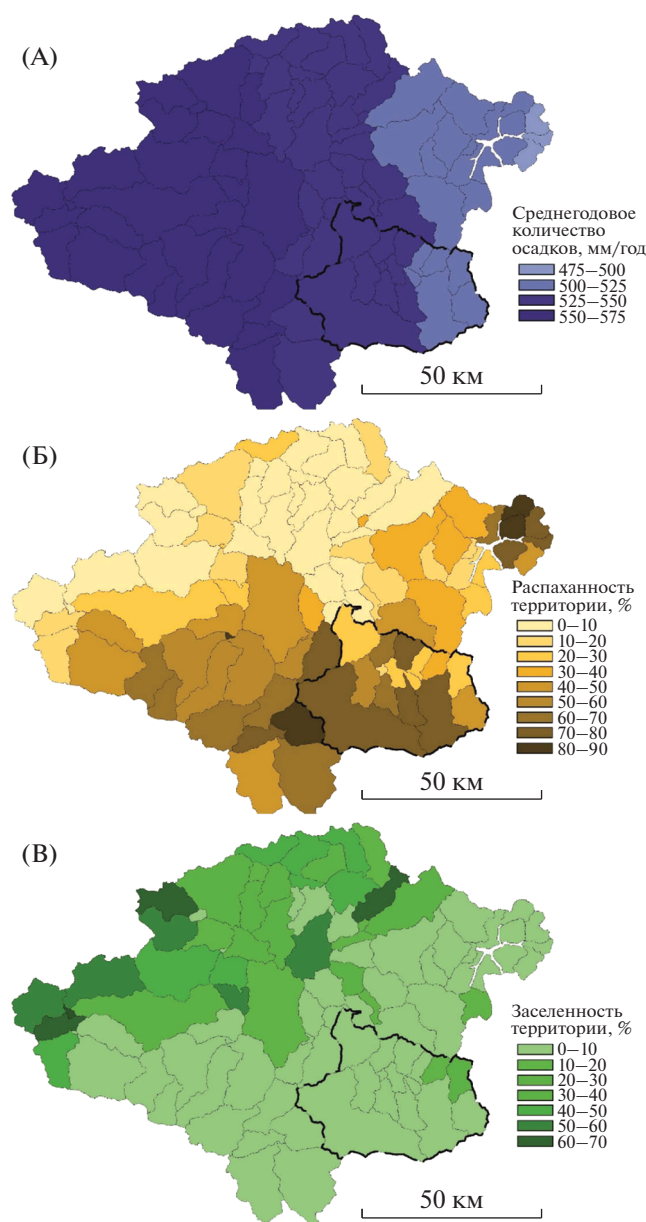


Рис. 1. Ландшафтно-климатические условия бассейна р. Упы: А — среднегодовое количество осадков в бассейне р. Упы; распаханность (Б) и залесенность (В) территории бассейна р. Упы [19, 20]. Пунктиром ограничена часть бассейна, примыкающая выше по течению к Щёкинскому водохранилищу.

Fig. 1. Natural setting of the Upa River basin: А — annual precipitation in the Upa River basin; fate of arable (Б) and forested (В) land in the Upa River basin [19, 20]. Dotted line is limited to the part of the basin adjacent upstream to the Shchekino reservoir.

наиболее загрязненных толщ за счет отложения поверх него менее загрязненного материала [17, 18].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Бассейн р. Упы имеет площадь около 9500 км² и располагается в северной части Среднерусской

возвышенности в пределах Тульской области. Среднегодовое количество осадков в бассейне порядка 540 мм/год с тенденцией к снижению с запада на восток (рис. 1, А). Для территории бассейна характерна весьма высокая степень распаханности, при этом наиболее освоенной оказывается южная часть бассейна (рис. 1, Б). Для северной части характерна большая доля залесенных территорий (рис. 1, В), где располагается заповедник “Тульские засеки”, а также заброшенные пашни. В результате аварии на ЧАЭС в апреле 1986 г. южная часть бассейна с высокой долей распахаемых территорий в земельном фонде была сильно загрязнена. Сравнительно менее загрязненной оказалась северная залесенная часть. В северо-восточной части бассейна на р. Упе находится г. Тула с урбанизированными окрестностями (рис. 2).

Максимум радиоактивного загрязнения в бассейне р. Упы был зафиксирован в центральной части водосбора р. Плавы, левобережного притока р. Упы — так называемое “Плавское радиоактивное пятно” (рис. 2, А). Наиболее сильно загрязненными черномыльскими выпадениями оказались левобережные притоки, протекающие субмеридианально через осевую часть пята, включая и саму р. Упу в ее верхнем течении, при плотности загрязнения территории от 37 до 555 кБк/м². У правобережных притоков средняя плотность загрязнения, как правило, не превышает 17,5 кБк/м². Сток наносов из верхней части бассейна Упы вместе с ассоциированными с ним радионуклидами в основном перехватывается Щёкинским водохранилищем (рис. 2, Б).

Общая площадь бассейна р. Упы выше Щёкинского водохранилища составляет 1362 км². Водохранилище было создано для нужд Щёкинской ГРЭС, расположенной в городе Советск, которая начала работу в 1950 г.

Водохранилище имеет площадь 6 км² и вытягивается вверх от плотины по затопленной долине р. Упы. Для изучения содержания радионуклидов в донных осадках была выбрана верхняя часть водохранилища, где вклад от местных источников наносов в виде размыва берегов и выносов из впадающих в акваторию малых эрозийных форм минимальный. В феврале 2018 г. с помощью георадара Zond-12e и антенн с частотой 100, 300 и 500 МГц со льда были проведены радиолокационные исследования по четырем профилям, пересекающим верхнюю часть водохранилища с запада на восток. Радарная съемка показала, что на изученных створах поперечный профиль дна водохранилища в целом наследует морфологию затопленной долины Упы. Выделяется относительно глубокая часть, соответствующая меандрирующему руслу, и мелководная часть, представляющая собой затопленную речную пойму (рис. 3, А). На двух из

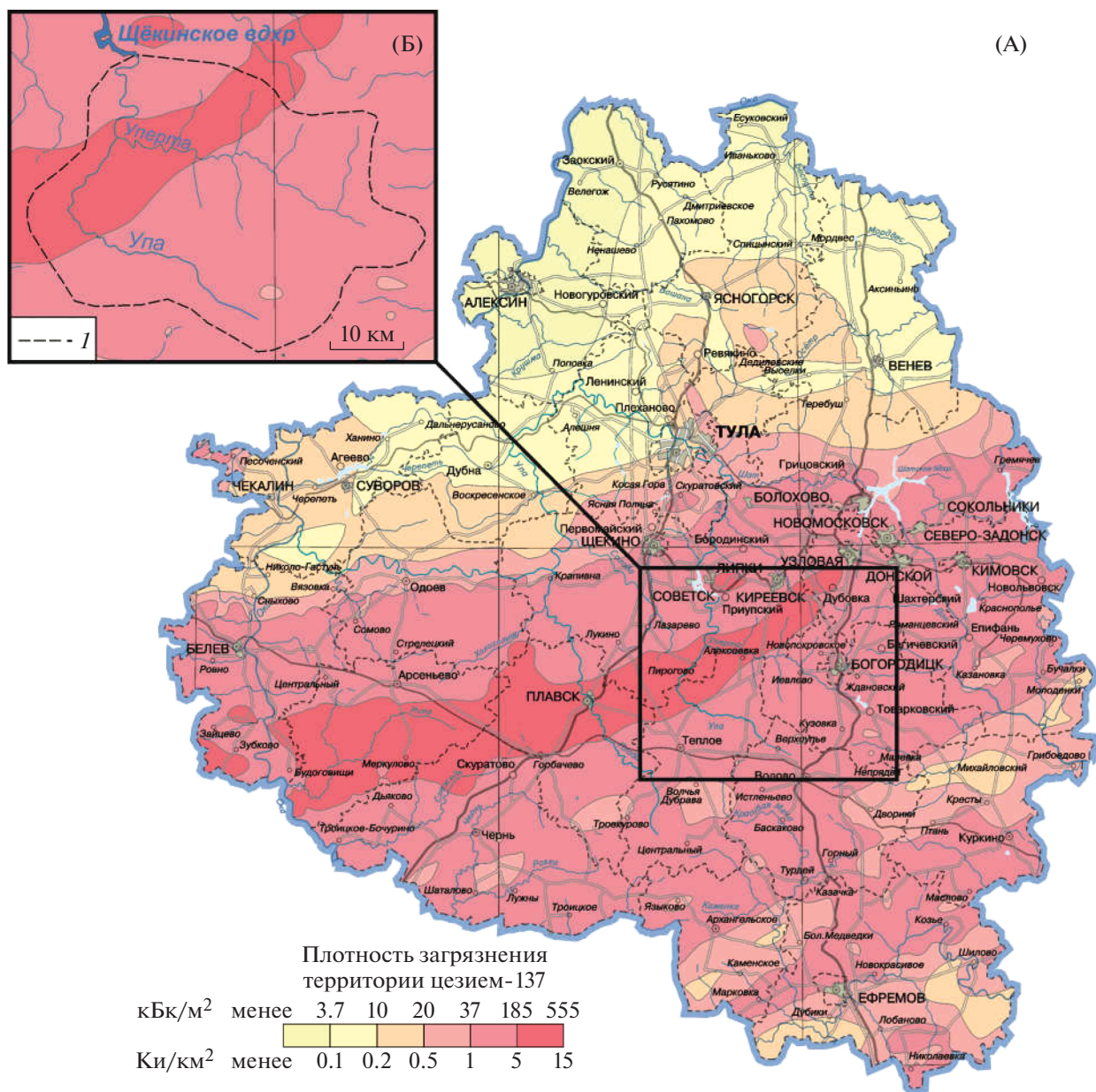


Рис. 2. Карты плотности радиоактивного загрязнения на момент 1986 г.: А – [21]; Б – водосбора р. Упы и Уперты выше Щёкинского водохранилища: 1 – граница водосбора.

Fig. 2. Maps of radioactive contamination at the time the 1986: А – of Tula region; Б – of the Upa and Uperla Rivers upstream to the Shekino reservoir: 1 – basin boundary.

створов, где радарная съемка дала наиболее точно интерпретируемые результаты, были отобраны четыре колонки донных отложений, одна из которых располагалась на мелководном (бывшей речной пойме), а три остальных – на глубоководном (русловом) участках (рис. 3, Б).

Отбор хорошо консолидированных осадков проводился поршневым пробоотборником [22–24]. Отобранные колонки упаковывались в цел-

лофановую пленку и доставлялись в лабораторию для последующей обработки.

Осуществить отбор верхней водонасыщенной части донных отложений при таком способе отбора оказалось невозможным из-за больших потерь слабо консолидированных осадков. В связи с этим был применен оригинальный пробоотборник, разработанный в рамках выполнения отдельного проекта Российского научного фонда (рис. 4, А). Конструкция данного устройства

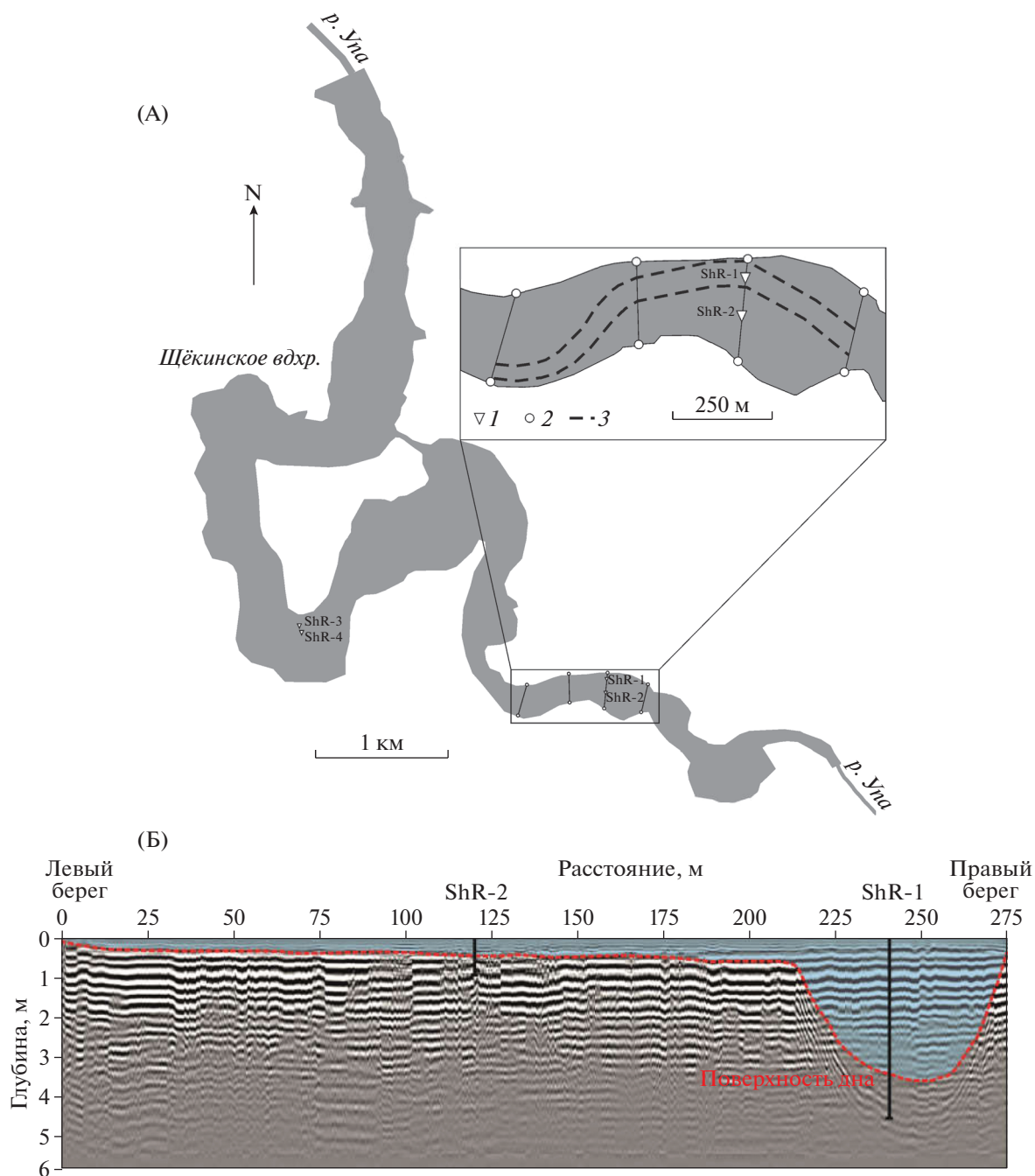


Рис. 3. Схема отбора фактического материала. А — схема участка проведения радарной съемки и отбора колонок донных отложений: 1 — точки отбора, 2 — створы проведения радарной съемки, 3 — предполагаемое расположение русла по результатам съемки. Б — результаты радарной съемки по контрольному створу и расположение скважин для отбора колонок донных отложений.

Fig. 3. Scheme of data collection. А — scheme of radar survey and sampling of bottom sediments: 1 — sampling points, 2 — radar transects, 3 — supposed location of flooded river channel according to radar survey. Б — results of radar survey along one transect and positions of sampling points.

предполагает фиксацию ненарушенной колонки внутри пробоотборника давлением, возникающим за счет герметизации верхней части колонны при помощи специального клапана, сбрасывае-

мого в пробоотборник после заглубления в грунт. Далее колонка вынимается на поверхность и при отрицательных температурах воздуха замораживается (рис. 4, Б). После этого колонка может

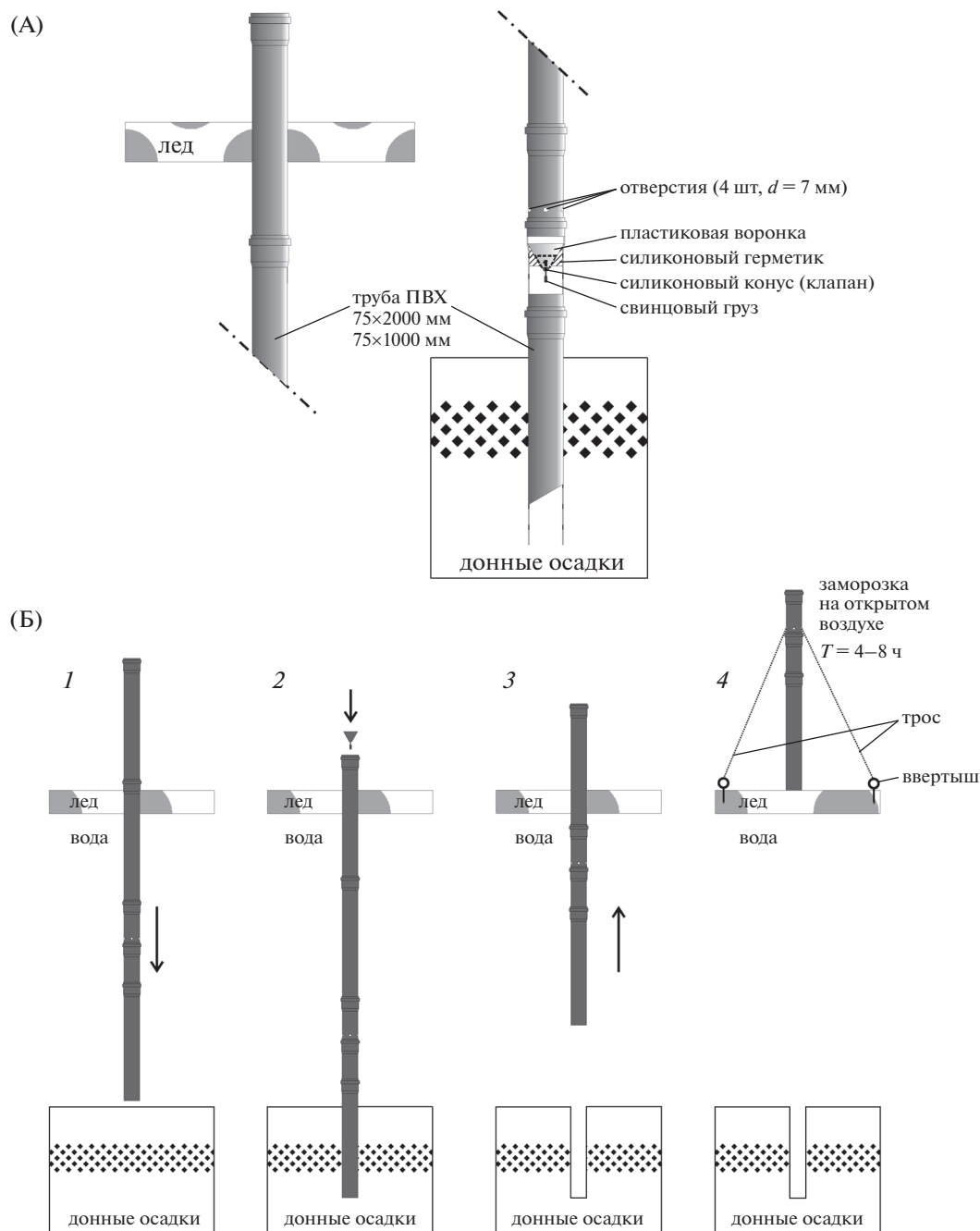


Рис. 4. Процедура отбора слабоконсолидированных осадков: А – принципиальная схема пробоотборника для изъятия водонасыщенного слабоконсолидированного осадка; Б – процедура пробоотбора: 1 – вдавливание отборника в донные осадки, 2 – сброс клапана внутрь колонны из труб, 3 – подъем колонны, 4 – фиксация пробоотборника в вертикальном положении на льду при помощи четырех тросов и заморозка колонки.

Fig. 4. Procedure of sampling of poorly consolidated sediments: А – schematic diagram of sampler for water-saturated and poorly consolidated sediments; Б – sampling procedure: 1 – penetration of sampler into sediments, 2 – dump of valve inside the sampler, 3 – uplift of the sampler, 4 – installing of sampler on the ice with 4 cables and frizzing of core.

быть поделена на секции в полевых или лабораторных условиях для дальнейшей обработки.

В рамках лабораторного этапа работ колонки отложений были поделены на равные по мощности секции: 2 см – для консолидированных и 5 см –

для слабо консолидированных осадков. Они были взвешены, просушены при температуре 105°C в течение 8 ч и взвешены повторно для определения содержания влаги и расчета плотности сухого осадка. После этого пробы были перетерты, про-

Таблица 1. Параметры донных осадков из колонки в глубокой (затопленное русло) и мелководной (затопленная пойма) частях исследованного створа

Table 1. Characteristics of bottom sediments in cores from deep (river channel) and shallow (floodplain) locations

Кумулятивная масса, кг/м ²	Плотность, кг/м ³	C _{орг} , %	Доля воды, %
Затопленное русло			
22.8	352	2.7	69
105	431	2.2	61
201.8	509	2.0	57
304.9	510	2.5	57
400.4	602	1.90	52
498.2	606	2.4	50
592	631	2.0	48
673	681	2.7	46
Затопленная пойма			
19.8	658	1.6	42
64.3	731	3.0	43
112.7	854	2.1	38
158.6	767	2.3	42
200.8	706	3.6	46
254.8	909	3.7	37

сеяны через сито с размером ячейки 2 мм и помещены в емкость заданной геометрии для последующего измерения активности ^{137}Cs при помощи полупроводникового гамма-спектрометра с детектором из сверхчистого германия по линии 661 keV. В конкретном случае использовались спектрометры фирмы ООО НИИП “Грин Стар Инструментс” (Россия): СКС-07(09) П-Г-Р (предел относительной погрешности измерения активности не более 10%). Были проведены измерения содержания органического углерода по методу Тюрина [25].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Гамма-спектрометрический анализ отложений из двух скважин показал, что распределение ^{137}Cs в глубокой и мелководной частях исследованного створа сильно различается. Суммарные запасы ^{137}Cs в затопленном русле (рис. 5, А) более чем в 20 раз превышают запасы на мелководье (рис. 5, Б). При этом наблюдается разный характер вертикального распределения ^{137}Cs в толщах отложений. В колонке, отобранной из затопленного русла реки, выделяется четкий максимум содержания ^{137}Cs , расположенный в ее нижней части. Его положение фиксирует поверхность отложений на 1986 г., когда произошло выпадение ^{137}Cs из атмосферы. Выше по профилю отложе-

ний концентрации ^{137}Cs существенно ниже. В то же время на мелководье максимальное содержание радионуклидов наблюдается в приповерхностном горизонте отложений с постепенным снижением по глубине. Эти различия могут быть объяснены различными условиями осадконакопления. Эпюра распределения в затопленном русле (рис. 5, А) иллюстрирует процесс постепенного, возможно практически непрерывного осадконакопления и перекрытия поверхности 1986 г. мощным слоем донных отложений. На затопленной пойме, вероятно, происходит вынос материала в результате промерзания водной толщи до дна и отрыва донных отложений и приповерхностных горизонтов аллювиальной почвы вместе со льдом в весенний период (рис. 5, Б).

Стоит также отметить, что осадки из колонок отличаются по своим параметрам. Для отложений из мелководной колонки в целом характерна более высокая водонасыщенность и, как результат, в среднем более низкая плотность (табл. 1). Это может быть объяснено тем, что в скважине на мелководье были практически с поверхности вскрыты пойменные отложения, сформированные до затопления долины. В скважине из русла были отобраны осадки, накопившиеся после затопления, и глубина ее (1 м) оказалась недостаточной, чтобы дойти до кровли русловых отложений. Показатели плотности, высокое содержание воды и органического углерода в аккумулируемом материале являются вполне типичными для водохранилищ бассейна р. Волги [26–28] (табл. 1).

Накопление поступающих в водохранилище продуктов смыва почвы с распаиваемых склонов сопровождается ростом суммарных запасов ^{137}Cs . Если слой с максимальным содержанием ^{137}Cs признать в качестве поверхности дна водохранилища в 1986 г., то сформированную над ним толщу и содержащиеся в ней запасы можно интерпретировать как результат аккумуляции наносов за постчернобыльский период. В изученной колонке был зафиксирован практически шестикратный рост суммарных запасов ^{137}Cs : 357.5 кБк/м² над “цезиевым пиком” и 74.5 кБк/м² – под ним, включая сам “пик”.

Процесс уменьшения содержания радионуклидов в речном стоке является вполне типичным для бассейнов рек, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате атмосферных выпадений. Наиболее интенсивная миграция радионуклидов отмечается в первые недели после выпадения [29]. Судя по полученной эпюре вертикального распределения изотопа, в дальнейшем концентрация ^{137}Cs в стоке наносов плавно снижалась до уровня примерно 100 Бк/кг. Если допустить, что вклад местных источников наносов оставался постоянным на протяжении всего постчернобыльского периода, то распреде-

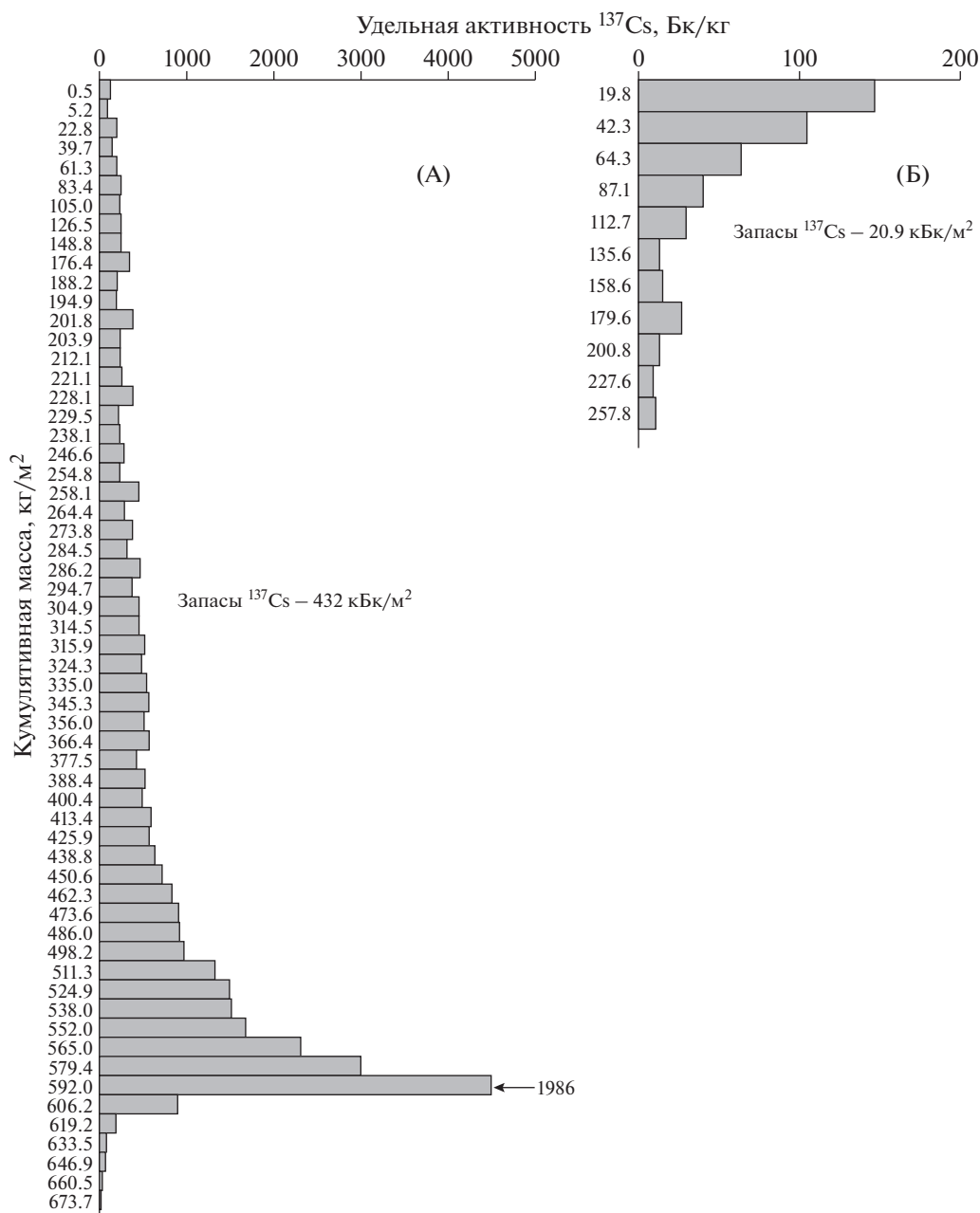


Рис. 5. Распределение удельной активности ^{137}Cs по колонкам донных отложений, отобранных в глубоководной (А) и мелководной части (Б) и суммарные запасы радионуклидов.

Fig. 5. Distribution of ^{137}Cs activity along the sediment cores collected in deep (А) and shallow (Б) parts of the reservoir and total inventories of radionuclides.

ление ^{137}Cs по глубине отражает динамику изменения содержания радионуклидов в стоке наносов р. Упы выше водохранилища. Наблюдения, проведенные в бассейне р. Оки в первые годы после аварии, показали, что уже к 1988 г. концентрация ^{137}Cs в стоке сократилось втрое, после чего до начала 1990-х годов ее уровень оставался сравнительно стабильным [30]. Исходя из этого, по концентрации радиоцезия в отложениях можно вы-

делить пачки наносов, накопившихся в периоды 1986–1988 и 1988–2018 гг. Исследование содержания ^{134}Cs и ^{137}Cs в воде и взвешенных наносах рек бассейна среднего Днестра весной 1987 г. показало, что максимальные концентрации были зафиксированы в водотоках с наибольшей степенью распашки бассейнов [15]. Поэтому сокращение площадей пашни вследствие экономического кризиса начала 1990-х годов послужило дополни-

Таблица 2. Оценка объемов и темпов аккумуляции наносов и прирост запасов ^{137}Cs в Шёкинском водохранилище в постчернобыльский период (по результатам анализа колонки донных отложений)**Table 2.** Evaluation of volumes and rates of siltation and ^{137}Cs inventories' growth in Sheckino reservoir over post-Chernobyl period (according to analysis of sediment cores)

Период	Аккумуляция наносов		Прирост запасов ^{137}Cs	
	суммарная, кг/м ²	среднегодовая, кг/м ² /год	суммарный, кБк/м ²	среднегодовой, кБк/м ² /год
1986–2018	592	18.5	357	11.2
1986–1988	67	33.6	136	68.2
1988–2018	524	17.5	221	7.4

тельным фактором снижения интенсивности латеральной миграции ^{137}Cs на ранее распаиваемых склонах, что подтверждается более высокими темпами аккумуляции 1986–1988 гг. по сравнению с последующим периодом (табл. 2).

Следует также отметить, что для постчернобыльского периода, согласно данным мониторинга на стоковых площадках, было отмечено снижение коэффициента талого стока, особенно усилившееся с начала 2000-х годов [31, 32]. Это также могло послужить причиной снижения вклада более радиоактивно загрязненной бассейновой составляющей стока наносов и увеличения доли продуктов размыва русел и берегов рек с относительно меньшими концентрациями изотопа ^{137}Cs .

К сожалению, систематического мониторинга радиоактивного загрязнения р. Упа не проводится. Имеются только данные для первых лет после аварии (1987–1991) по общему содержанию ^{137}Cs в воде (раствор + взвесь) р. Упа [33]. Полученные в данной работе данные по вертикальному распределению ^{137}Cs в донных отложениях в глубоководных зонах накопления наносов могут служить основой для реконструкции изменений во времени концентраций ^{137}Cs в воде р. Упа после аварии на ЧАЭС как на взвеси, так и в растворе. При этом для приблизительной оценки будем считать, что годовое осадконакопление не менялось за прошедшие годы после аварии. Форма вертикального распределения ^{137}Cs в зонах осадконакопления в центральной части водохранилища (рис. 6) указывает на то, что откладывающиеся наносы практически не перемешиваются в вертикальном направлении и содержащийся в них ^{137}Cs не размывается, поскольку пик ^{137}Cs ярко выраженный. Допуская, что темпы осадконакопления в период после аварии можно считать сравнительно равномерными, слои донных отложений можно отнести к определенному периоду осадконакопления. Считая, что удельная активность ^{137}Cs донных отложений рассматриваемого слоя соответствует концентрации ^{137}Cs на взвеси в этот период вре-

мени, а доля вклада от размыва русла сравнительно невелика, несложно получить динамику изменения концентрации ^{137}Cs на взвеси р. Упа с 1986 по 2017 г.

На рис. 7 приведена реконструированная таким образом временная зависимость концентрации ^{137}Cs на взвеси р. Упа на основе данных по двум колонкам донных отложений, отобранных в феврале 2018 г. Видно, что за время после аварии концентрация ^{137}Cs уменьшилась более чем на порядок, причем в последние 15 лет она меняется слабо.

Далее, используя типичное значение коэффициента распределения K_d рек зоны загрязнения ЧАЭС, можно оценить концентрации растворенного ^{137}Cs в воде р. Упа и его 30-летнюю динамику после аварии. Характерным значением K_d для рек зоны загрязнения можно считать величину 20,000 л/кг [33]. Используя это значение и реконструированные данные по концентрации ^{137}Cs на взвеси, можно оценить концентрации растворенного ^{137}Cs в р. Упа с 1986 по 2017 г. Результаты этой оценки приведены на рис. 8. Там же для сравнения приведены опубликованные данные измерений в 1987–1991 гг. [34]. Видно, что полученные таким образом оценки растворенного ^{137}Cs в р. Упа удовлетворительно согласуются с данными измерений.

ОБСУЖДЕНИЕ

На современном этапе интерес к изучению миграции радионуклидов во флювиальных системах во многом связан с серьезными экологическими последствиями техногенных аварий. Наиболее яркими примерами являются проблемы, возникшие в бассейнах рек: Оби [35–39], Енисея [40–44], Днепра [45–49] и др. Интерес к данной проблеме еще более возрос после аварии на Фукусиме в 2011 г., следствием которой было радиоактивное загрязнение речных бассейнов северо-восточного побережья о. Хонсю. После аварии проводились исследования воздействия загряз-

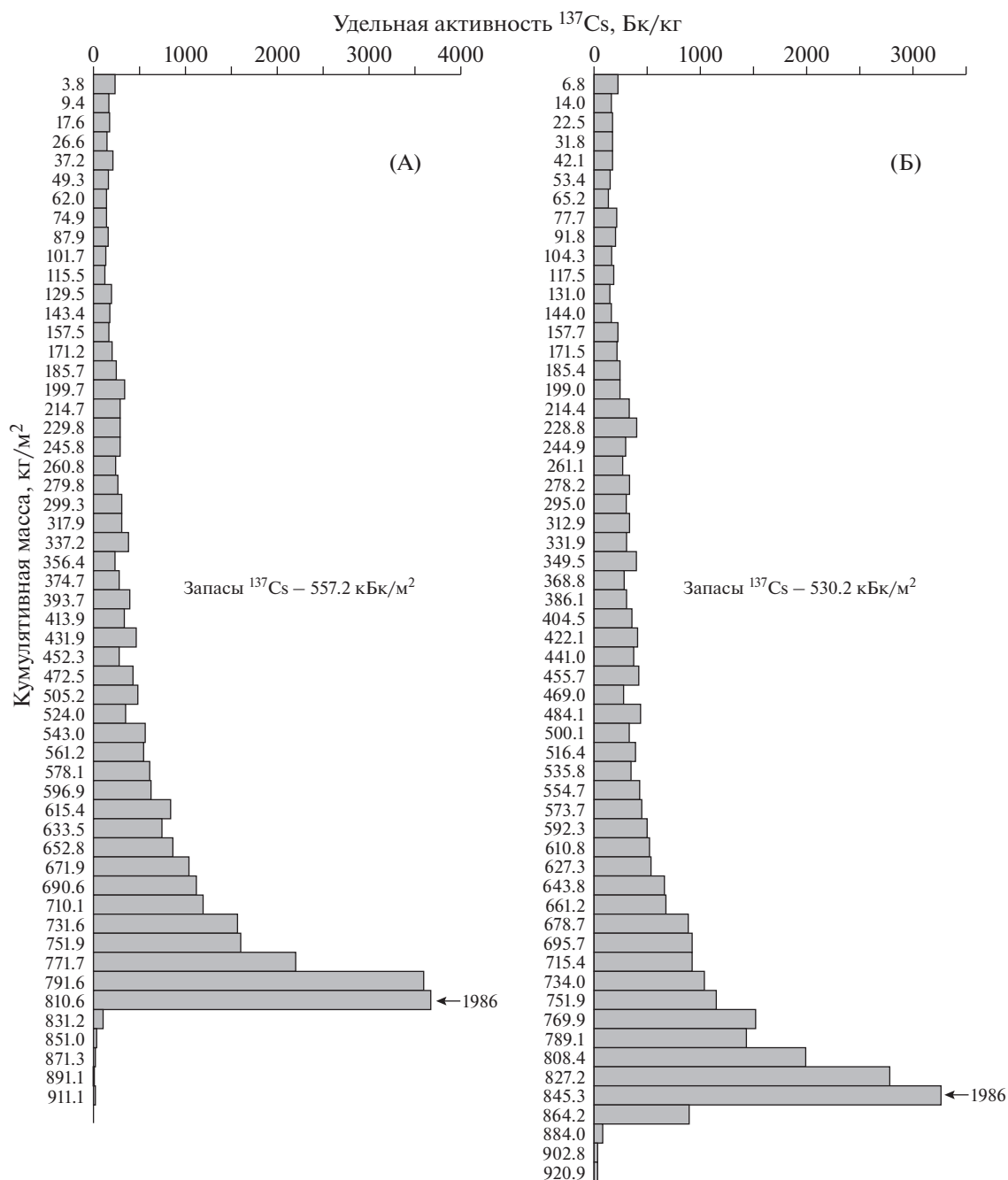


Рис. 6. Вертикальное распределение ^{137}Cs в колонках донных отложений глубоководных участков Щёкинского водохранилища, отобранных в феврале 2018 г. ShR-3 (А) и ShR-4 (Б).

Fig. 6. Vertical distribution of ^{137}Cs in sediment cores from deep part of Sheckino reservoir collected in February 2018: ShR-3 (А) and ShR-4 (Б).

ненного речного стока на окружающую среду [50–56], а также способов проведения дезактивационных мер [18, 55]. В силу этого изучение современного состояния затронутых чернобыльскими выпадениями речных бассейнов является ключом к пониманию среднесрочных и долго-

срочных перспектив трансформации поля радиоактивного загрязнения [54].

Вследствие низкой плотности, высоких темпов аккумуляции и тенденции к снижению концентрации радионуклидов в наносах, поступающих с площади водосбора, данные запасы

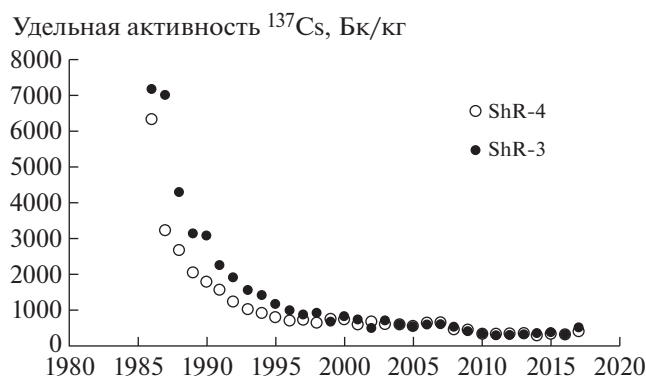


Рис. 7. Реконструированный временной ход удельной активности ^{137}Cs на взвеси в р. Упы на основе анализа его вертикального распределения в колонках донных отложений ShR-3 и ShR-4.

Fig. 7. Reconstruction of changes in activity of particulate ^{137}Cs in the Upa River according to the analysis of vertical distribution of ^{137}Cs in sediment cores ShR-3 and ShR-4.

распределены таким образом, что наиболее загрязненная часть осадков перекрывается толщей, в которой содержание радионуклидов оказывается на порядок ниже. Данный процесс оказывает в целом позитивный эффект, изолируя современную водную толщу от большей части накапливаемых в донных осадках радионуклидов.

Вместе с этим интенсивная аккумуляция наносов также приводит к постепенному сокращению емкости водохранилища и в перспективе к трудностям в его эксплуатации. Наихудшим из



Рис. 8. Реконструированный временной ход растворенного ^{137}Cs в р. Упы, предполагая K_d равным 20 000 л/кг, в сравнении с результатами измерений 1987–1991 гг. [33].

Fig. 8. Evaluated changes in concentration of dissolved ^{137}Cs in the Upa River, assuming K_d equal 20 000 l/kg, in comparison with observation in 1987–1991 [33].

возможных вариантов в этой ситуации будет демонтаж или разрушение плотины и спуск водоема. В результате произойдет врезание р. Упы в донные отложения, повторный выброс радионуклидов в реку и снижение качества водных ресурсов для населенных пунктов, располагающихся ниже по течению, включая региональный центр — город Тулу.

Изучение донных осадков водоемов позволяет оценить изменения содержания радионуклидов в речном стоке за период после их поступления в природную среду [57–62]. Полученные данные по вертикальному распределению ^{137}Cs в донных отложениях глубоководных участков Щёкинское водохранилища были использованы для реконструкции долговременной динамики его концентраций на взвеси и в растворе в р. Упы после аварии на ЧАЭС и вполне согласуются с измерениями, проведенными в 1987–1991 гг.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На современном этапе Щёкинское водохранилище является крупным накопителем ^{137}Cs чернобыльского происхождения, поступающего в водоем вместе с речным стоком. Наблюдаемая тенденция роста концентрации радионуклидов вниз по профилю донных осадков наглядно демонстрирует общую тенденцию к снижению содержания ^{137}Cs в речном стоке в постчернобыльский период. Накопление осадков со сравнительно слабо загрязненных донных осадков поверх наиболее активных толщ в современных условиях служит фактором повышения экологической безопасности. Существенную угрозу могут представлять собой только спуск водохранилища и вторичный выброс радионуклидов в р. Упу.

БЛАГОДАРНОСТИ

Исследование было выполнено в рамках реализации совместного проекта РФФИ и Японского общества продвижения науки (JSPS) № ЯФ_а 18-55-50002. Разработка конструкции пробоотборника слабоконсолидированного донного осадка выполнена за счет гранта Российского научного фонда (проект № 18-77-00083).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Субетто Д.А., Прыткова М.Я. Донные отложения разнотипных водоемов. Методы изучения. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2016. 89 с. [Subetto D.A., Prytkova M.Ya. Donnye otlozheniya raznotipnykh vodoemov. Metody izucheniya. Petrozavodsk: Karel'skiy nauchnyj centr RAN, 2016. 89 p. (In Russian)]
2. Христианова Л.А., Аникиев В.В., Виноградова Н.Н. Распределение радиоактивных изотопов в системе

- водохранилищ. М.: Атомиздат, 1973. 21 с. [Hristianova L.A., Anikiev V.V., Vinogradova N.N. Raspre-delenie radioaktivnykh izotopov v sisteme vodohranilishch. M.: Atomizdat, 1973. 21 p. (In Russian)]
3. Израэль Ю.А., Квасникова Е.В., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Глобальное и региональное радиоактивное загрязнение цезием-137 европейской территории бывшего СССР // Метеор. и гидрол. 1994. № 5. С. 5–10. [Izrael' Yu.A., Kvasnikova E.V., Nazarov I.M., Fridman Sh.D. Global'noe i regional'noe radioaktivnoe zagryaznenie cезием-137 evropejskoj territorii byvshego SSSR // Meteor. i gidrol. 1994. № 5. P. 5–10. (In Russian)]
 4. Davis F.W. Cesium and its relationship to potassium in ecology / Eds V. Schultz and A.W. Klement Jr. Reinhold, New York: Radioecology, 1963. P. 539–556.
 5. Longmore M.E. The caesium-137 dating technique and associated applications in Australia – a review paper // Archaeometry: An Australian perspective / Eds W. Ambrose and P. Duerde. Canberra, Australia: Austral. Nat. Univ. Press, 1982. P. 310–321.
 6. Ritchie J.C., McHenry J.R. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review // J. Env. Qaul. 1990. V. 19. № 2. P. 215–233.
 7. Devell L., Guntay, S., Powers D.A. The Chernobyl reactor accident source term: development of a consensus view, CSNI report of NEA/OECD. Paris: OECD, 1995.
 8. Walling D.E. Linking the field to the river: sediment delivery from agricultural land. In: Soil Erosion on Agricultural Land / Eds J. Boardman, I.D.L. Foster, J.A. Dearing. Chichester, UK: Wiley, 1990. P. 129–152.
 9. Foster I.D.L. Lake and reservoir bottom sediments as a source of soil erosion and sediment transport data in the UK // Sediment and Water Quality in River Catchments / Eds I.D.L. Foster, A.M. Gurnell, B.W. Webb. Chichester, UK: Wiley, 1995. P. 265–283.
 10. Govers G., Quine T.A., Desmet P.J.J., Walling D.E. The relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land // Earth Surf. Process. Landforms. 1996. V. 21. P. 929–946.
 11. Golosov V.N., Aseeva E.N., Belyaev V.R. et al. Redistribution of sediment and sediment-associated contaminants in the River Chern basin during the last 50 years // Erosion and Sediment Yields in the Changing Environment (Proceedings of a symposium held in Chengdu, China, October 2012), IAHS Publ. 356. Wallingford, UK: IAHS Press, 2012. P. 12–19.
 12. Belyaev V.R., Golosov V.N., Markelov M.V. et al. Effects of landuse and climate changes on small reservoir siltation in the agricultural belt of European Russia // Considering Hydrological Change in Reservoir Planning and Management, Proc. H09, IAHS-IAPSO-IASPEI Assembly. Gothenburg. Sweden, 2013. P. 134–145.
 13. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. Vienna: IAEA, 2006.
 14. Beresford N., Fesenko S., Konoplev A. et al. Thirty years after the Chernobyl accident: what lessons have we learnt? // J. Environ. Radiat. 2016. V. 157. P. 77–89.
 15. Vetrov V.A., Alexeenko V.A., Poslovin A.L. et al. Radio-nuclide washout from natural catchments in the Dnieper river basin // J. Hydrol. & Meteorol. 1990. V. 2. P. 120–123.
 16. Фридман Ш.Д., Квасникова Е.В., Глушко О.В., Голосов В.Н. Миграция цезия-137 в сопряженных комплексах Среднерусской возвышенности // Метеорол. и гидрол. 1997. № 5. С. 45–55. [Fridman S.H.D., Kvasnikova E.V., Glushko O.V., Golosov V.N. Migraciya ceziya-137 v sopryazhyonnykh kompleksah Srednerusskoj vozvyshennosti // Meteorol. i gidrol. 1997. № 5. P. 45–55. (In Russian)]
 17. Мамихин С.В., Голосов В.Н., Парамонова Т.А. и др. Вертикальное распределение ¹³⁷Cs в аллювиальных почвах поймы р. Локна в отдаленный период после аварии на ЧАЭС и его моделирование // Почвоведение. 2016. № 12. С. 1521–1533. [Mamihin S.V., Golosov V.N., Paramonova T.A., Shamshurina E.N., Ivanov M.M. Vertikal'noe raspredelenie ¹³⁷Cs v allyuvial'nyh pochvah pojmy r. Lokna v otdalyonnyj period posle avarii na CHAEHS i ego modelirovanie. // Pochvovedenie. 2016. № 12. S. 1521–1533. (In Russian)]
 18. Konoplev A., Golosov V., Wakiyama Y. et al. Natural attenuation of Fukushima-derived radiocesium in soils due to its vertical and lateral migration // J. Environ. Radiat. 2018. V. 186. P. 23–33.
 19. Ermolaev O.P., Mal'tsev K.A., Mukharamova S.S. et al. Cartographic model of river basins of European Russia // Geog. & Nat. Res. 2017. V. 38. P. 131–138.
 20. Ermolaev O.P., Mal'tsev K.A., Ivanov M.A. Automated construction of the boundaries of basin geosystems for the Volga Federal District // Geog. & Nat. Res. 2014. V. 35. P. 222–228.
 21. 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. Izraehlya. M.: Rosgidromet, Roskartografiya, 1998 142 p. (In Russian)]
 22. Заиление малых водохранилищ Предкавказья. Л., 1969. 184 с. [Zailenie malyh vodohranilishch Predkavkaz'ya. L., 1969. 184 p. (In Russian)]
 23. Wright H.E. A square-rod piston sampler for lake sediments // J. Sedim. Res. 1967. V. 37. № 3. P. 975–976.
 24. Nesje A. A Piston corer for lacustrine and marine sediments // Arc. Alp. Res. 192. V. 24. № 30. P. 257–259.
 25. Теория и практика химического анализа почв / Под. ред. Л.А. Воробьевой. М.: ГЕОМ, 2006. С. 120–124. [Teoriya i praktika himicheskogo analiza pochv / Pod. red. L.A. Vorob'evoy. M.: GEOM, 2006. P. 120–124. (In Russian)]
 26. Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. С. 107–112. [Butorin N.V., Ziminova N.A., Kurdin V.P. Donnye otlozheniya verkhnevolzhskih vodohranilishch. L.: Nauka, 1975 P. 107–112. (In Russian)]
 27. Законнов В.В. Зиминова Н.А. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях водохранилищ Верхней Волги // Тр. Ин-та биологии внутренних вод РАН. 1982. № 50. С. 62–67. [Za-

- konnov V.V., Ziminova N.A.* Akkumulyaciya biogennyh ehlementov v donnyh otlozheniyah vodohranilishch Verhnej Volgi // Trudy Instituta biologii vnutrennih vod RAN. 1982. № 50. P. 62–67. (In Russian)]
28. *Иванов Д.В., Шагидуллин Р.Р., Зиганшин И.И., Осмелкин Е.В.* Донные отложения Заинского водохранилища // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Ест. науки. 2011. Т. 153. № 1. С. 190–202. [*Ivanov D.V., Shagidullin R.R., Ziganshin I.I., Osmelkin E.V.* Donnye otlozheniya Zainskogo vodohranilishcha // Uchen. zap. Kazan. un-ta. Ser. Est. nauki. V 153. № 1. 2011. P. 190–202. (In Russian)]
 29. *Jacobi W.* Transfer of fission products from atmospheric fallout into river water // Int. Symp. “Radioecology Applied to the Protection of Man and His Environment”. Roma 7–10 septembre 1971. Luxembourg: CEC, 1971 P. 1153–1165.
 30. *Vaculovskii S.M., Nikitin L.A. et al.* ^{137}Cs and ^{90}Sr contamination of Russian Federation water objects in the influence zone of the Chernobyl NPS // J. Meteorol. & Hydrol. 1996. № 4. P. 18–24.
 31. *Петелько А.И.* Многолетний поверхностный сток талых вод с разных угодий за 50 лет // Вестн. ВГУ. Сер. Геогр. Геоэкол. 2009. № 2. С. 36–39. [*Petel'ko A.I.* Mnogoletnij poverhnostnyj stok talyh vod s raznyh ugodij za 50 let // Vestn. VGU. Ser. Geogr. Geoehkol. 2009. № 2 P. 36–39. (In Russian)]
 32. *Петелько А.И., Барабанов А.Т.* Показатели стока талых вод за 1959–2008 годы // Природообустройство. 2016. № 1. С. 78–83. [*Petel'ko A.I., Barabanov A.T.* Pokazateli stoka talyh vod za 1959–2008 gody // Prirodoobustrojstvo. 2016. № 1. P. 78–83. (In Russian)]
 33. *Коноплев А.* Распределение радиоцезия аварийного происхождения между взвешенными наносами и раствором в реках: сравнение Фукусимы и Чернобыля // Радиохим. 2015. Т. 7. № 5. С. 471–474. [*Konoplev A.* Raspredelenie radioceziya avarijnogo proiskhozhdeniya mezhdru vzveshennymi nanosami i rastvorom v rekah: sravnenie Fukusimy i Chernobylya // Radiohim. 2015 T. 7. № 5. P. 471–474. (In Russian)]
 34. *Vakulovsky S.M., Nikitin A.I., Chumichev V.B. et al.* Cesium-137 and strontium-90 contamination of water bodies in the areas affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident: an overview // J. Environ. Radiat. 1994. V. 23. P. 103–122.
 35. *Christensen G.C., Romanov G.N., Strand P. et al.* Radioactive contamination in the environment of the nuclear enterprise “Mayak” PA. Results from the joint Russian-Norwegian field work in 1994 // Sci. Total. Environ. 1997. V. 202. № 1–3. P. 237–248.
 36. *Kryshev I.I., Romanov G.N., Sazykina T.G., Isaeva L.N., Trabalka J.R., Blaylock B.G.* Environmental contamination and assessment of doses from radiation releases in the Southern Urals // Health Physics. 1998. V. 74 (6). P. 687–697.
 37. *Vorobiova M.I., Degteva M.O., Burmistrov D.S. et al.* Review of historical monitoring data on Techa River contamination // Health Phys. 1999. V. 76. № 6. P. 605–618.
 38. *Aarkrog A., Trapeznikov A.V., Molchanova I.V. et al.* Environmental modelling of radioactive contamination of floodplains and sorlakes along the Techa and Iset rivers // J. Environ. Radiat. 2000. V. 49. № 3. P. 243–257.
 39. *Chesnokov A.V., Govorun A.P., Linnik V.G., Shcherbak S.B.* ^{137}Cs contamination of the Techa river flood plain near the village of Muslumovo // J. Environ. Radiat. 2000. V. 50. № 3. P. 179–191.
 40. *Vakulovsky S.M., Kryshev I.I., Nikitin A.I. et al.* Radioactive contamination of the Yenisei River // J. Environ. Radiat. 1995. 29. № 3. P. 225–236.
 41. *Bolsunovsky A.Y., Tcherkezian V.O.* Hot particles of the Yenisei River flood plain, Russia. Journal of environmental radioactivity // J. Environ. Radiat. 2001. V. 57. № 3. P. 167–174.
 42. *Bolsunovsky A.* Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River // Chem. & Ecol. 2010. V. 26. № 6. P. 401–409.
 43. *Linnik V.G., Brown J.E., Dowdall M. et al.* Radioactive contamination of the Balchug (Upper Yenisey) floodplain, Russia in relation to sedimentation processes and geomorphology // Sci. Total. Environ. 2005. V. 339. № 1–3. P. 233–251.
 44. *Linnik V.G., Brown J.E., Dowdall M. et al.* Patterns and inventories of radioactive contamination of island sites of the Yenisey River, Russia // J. Environ. Radiat. 2006. V. 87. № 2. P. 188–208.
 45. *Kryshev I.I.* Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident // J. Environ. Radiat. 1995. V. 27. № 3. P. 207–219.
 46. *Monte L.* Evaluation of radionuclide transfer functions from drainage basins of fresh water systems // J. Environ. Radiat. 1995. V. 26. № 1. P. 71–82.
 47. *Sansone U., Belli M., Voitsekovitch O.V., Kanivets V.V.* ^{137}Cs and ^{90}Sr in water and suspended particulate matter of the Dnieper River-Reservoirs System (Ukraine) // Sci. Total. Environ. 1996. V. 186. № 3. P. 257–271.
 48. *Amano H., Matsunaga T., Nagao S. et al.* The transfer capability of long-lived Chernobyl radionuclides from surface soil to river water in dissolved forms // Org. Geochem. 1999. V. 30. № 6. P. 437–442.
 49. *Smith J.T., Beresford N.A.* Chernobyl: catastrophe and consequences. Chichester: Springer, 2005. P. 81–137.
 50. *Nagao S., Kanamori M., Ochiai S. et al.* Export of ^{134}Cs and ^{137}Cs in the Fukushima river systems at heavy rains by Typhoon Roke in September 2011 // Biogeosci. 2013. V. 10. № 10. P. 6215–6223.
 51. *Kitamura A., Yamaguchi M., Kurikami H. et al.* Predicting sediment and cesium-137 discharge from catchments in eastern Fukushima // Anthropol. 2014. V. 5. P. 22–31.
 52. *Mouri G., Golosov V., Shiiba M., Hori T.* Assessment of the caesium-137 flux adsorbed to suspended sediment in a reservoir in the contaminated Fukushima region in Japan // Environ. Pollut. 2014. V. 187. P. 31–41.
 53. *Sakaguchi A., Tanaka K., Iwatani H. et al.* Size distribution studies of ^{137}Cs in river water in the Abukuma Riverine system following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident // J. Environ. Radiat. 2015. V. 139. P. 379–389.
 54. *Nanba K., Zheleznyak M., Kivva S. et al.* Implementation of Hydrological Dispersion Module of JRODOS for the assessment of ^{137}Cs transport and fate in rivers,

- reservoirs and ponds of the Fukushima Prefecture // Radioprot. 2016. V. 51. P. 145–148.
55. Konoplev A., Golosov V., Laptev G. et al. Behavior of accidentally released radiocesium in soil–water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective // J. Environ. Radiat. 2016. V. 151. P. 568–578.
 56. Wakiyama Y., Konoplev A., Wada T. et al. Behavior of ^{137}Cs in ponds in the vicinity of the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant // J. Environ. Radiat. 2017. V. 178. P. 367–376.
 57. Richie J.C., McHenry J.R. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review // J. Environ. Qual. 1990. V. 19. P. 215–233.
 58. Whicker J.J., Whicker F.W., Jacobi S. // J. Environ. Radiat. 1994. V. 23. P. 265–283.
 59. He Q., Walling D.E., Owens P.N. Interpreting the ^{137}Cs profiles observed in several small lakes and reservoirs in southern England // Chem. Geol. 1996. V. 129. P. 115–131.
 60. Albrecht A., Reiser R., Lück A., Stoll J.-M.A., Giger W. Radiocesium dating of sediments from lakes and reservoirs of different hydrological regimes // Environ. Sci. Technol. 1998. V. 32. P. 1882–1887.
 61. Putyrskaya V., Klemm E., Röhl S. Migration of ^{137}Cs in tributaries, lake water and sediment of Lago Maggiore (Italy, Switzerland) – analysis and comparison with Lago di Lugano and other lakes // J. Environ. Radiat. 2009. V. 100. P. 35–48.
 62. Funaki H., Yoshimura K., Sakuma K., Irib S., Oda Y. Evaluation of particulate ^{137}Cs discharge from a mountainous forested catchment using reservoir sediments and sinking particles // J. Environ. Radiat. 2018. V. 189. P. 48–56.

Dynamics of ^{137}Cs Accumulation in the Bottom Sediments of the Shekino Reservoir During Post-Chernobyl Period

M. M. Ivanov^{a, #}, A. L. Gurinov^a, N. N. Ivanova^a, A. V. Konoplev^b, E. A. Konstantinov^c,
N. V. Kuzmenkova^d, E. V. Terskaya^a, and V. N. Golosov^{a, c, e}

^a Lomonosov Moscow State University, Faculty of Geography, Moscow, Russia

^b Fukushima University, Institute of Environmental Radioactivity, Fukushima, Japan

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

^d Lomonosov Moscow State University, Faculty of Chemistry, Moscow, Russia

^e Institute of Physics, Kazan Federal University, Kazan, Russia

[#] E-mail: ivanovm@bk.ru

The results of an assessment of siltation and accumulation of particulate ^{137}Cs of Chernobyl origin in the Shekino reservoir located in the upper reaches of the Upa River downstream from the most polluted part of its basin – the central part of the “Plavsk hot spot”. The changes of ^{137}Cs concentration in discharge of the Upa River based on the analysis of the vertical distribution of ^{137}Cs in the bottom sediments were reconstructed for the period from 1986 to 2017. During the post-Chernobyl period, the activity of radionuclides in sediments almost fell to safe values, and their accumulation led to the burial of sediment layers with maximum concentrations of ^{137}Cs . This contributes to minimizing the impact of the radionuclide on the quality of water and the biota of the Shekino reservoir. However, the accumulation of high ^{137}Cs inventories in the bottom sediments of the reservoir should be taken into account when cleaning it up or in case of emergency situations in which significant amounts of bottom sediments can be discharged into the Upa River downstream of the reservoir.

Key words: Chernobyl contamination, ^{137}Cs , sediment discharge, reservoirs, modelling of radionuclides’ migration