

УДК 539.163:574.5:631.4

РАДИОНУКЛИДЫ В ОСНОВНЫХ КОМПОНЕНТАХ И ПРИОЗЕРНЫХ ПОЧВАХ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА МАЛЫЕ КИРПИЧИКИ (ВУРС)

© 2021 г. В. В. Дерягин¹, С. Г. Левина^{1,*}, А. В. Аклеев^{2,3}, А. А. Сутягин¹¹ Южно-Уральский государственный гуманитарно-педагогический университет, Челябинск, Россия² Уральский научно-практический центр радиационной медицины, Челябинск, Россия³ Челябинский государственный университет, Челябинск, Россия

*E-mail: serafima_levina@mail.ru

Поступила в редакцию 04.07.2020 г.

После доработки 22.12.2020 г.

Принята к публикации 22.12.2020 г.

Для комплексного анализа радиоэкологического состояния озерной экосистемы Мал. Кирпичики использованы стандартные методики отбора проб воды (батометр ГР-18), донных отложений (поршневая трубка Ливингстона, бентосометр С-1) и почв. Радиохимический анализ проб проводился в Институте экологии растений и животных УрО РАН по стандартным радиологическим методикам определения ^{90}Sr и ^{137}Cs . Установлено, что вода озера имеет удельную активность по ^{90}Sr и ^{137}Cs ниже уровня вмешательства в 39–40 раз и может быть использована для децентрализованного водоснабжения. Рассчитана скорость осадконакопления донных отложений данного озера. Выявлено, что превышение удельной активности ^{137}Cs над ^{90}Sr и повышение его биодоступности в донных осадках связаны с образованием на территории ВУРСа Карачаевского радиоактивного следа (1967 г.). Кроме того, различия в современном распределении удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенным разрезам зависят от их месторасположения в элювиальной или супераквальной позиции ландшафта. Разведение растительноядных рыб в озере и выращивание сельскохозяйственной продукции на приозерной территории не рекомендуются.

Ключевые слова: миграция радионуклидов, ^{90}Sr , ^{137}Cs , озерная экосистема, донные отложения озера, Восточно-Уральский радиоактивный след, Карачаевский радиоактивный след

DOI: 10.31857/S0869803121020053

Более 60 лет, прошедших с момента радиационного инцидента 1957 г. на ПО “Маяк”, предполагают нормализацию радиационной обстановки на землях и в водоемах Восточно-Уральского радиационного следа (ВУРСа). Многие озера в настоящее время используются для промыслового разведения рыбы. Однако целесообразность введения в хозяйственный оборот некоторых озер без должного радиоэкологического исследования вызывает опасения. Одно из них – оз. Малые Кирпичики, лежащее на оси следа в 19 км от эпицентра взрыва 1957 г. Многие годы озеро не привлекало особого внимания в связи с его малыми размерами. Тем не менее ранее было показано, что на водоем оказывали воздействие не только аэрозольные выбросы 1957 г., образовавшие ВУРС, но и ветровой разнос радиоактивной пыли с оз. Карачай в 1967 г., образовавший Карачаевский радиационный след (КРС) [1]. Расположенное в 2 км к северо-востоку от него оз. Большие Кирпичики давно стало одним из центров рыбо-разведения в Кунашакском районе, и рыба в нем соответствует нормам радиационной безопасно-

сти по уровню содержания радионуклидов. Однако оз. Малые Кирпичики, расположенное ближе к оси выпадения радиоактивных веществ, требует комплексной радиоэкологической оценки состояния экосистемы озера.

Целью работы является комплексный анализ содержания и особенностей миграции относительно долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, высшей водной растительности, донных отложениях и приозерной почве экосистемы оз. Малые Кирпичики, находящегося на территории ВУРСа.

По данным, полученным в 2011 г. [2, 3], содержание ^{90}Sr в озерной воде составляло 0.2 Бк/л, а ^{137}Cs – не более 0,087 Бк/л. В целом по озерам этого сектора ВУРСа был сделан вывод, что вода “может считаться безопасной по содержанию ^3H , ^{90}Sr и ^{137}Cs ” [2]. Данные 2003 г. по распределению активности в донных отложениях озера показали, что запасы ^{90}Sr в керне мощностью 1,53 м составляют 15.1 кБк/м². При этом 80% активности приходится на слой 0–30 см, а максимально загряз-

ненным слоем является 0–5 см (содержание ^{90}Sr 66.1 Бк). Запасы ^{137}Cs в том же слое составляли 23.9 кБк/м², при этом 80% активности приходилось на слой 0–25 см, а максимально загрязненным являлся сапрпель от 0 до 5 см – 113.4 Бк.

При исследовании макрофитов, произрастающих на водоемах ВУРСа [4, 5], было выявлено отношение некоторых представителей высшей водной растительности к органическому загрязнению, общему эвтрофированию, подкислению вод и загрязнению тяжелыми металлами. Индикаторами загрязнения озера являлись телорез алоевидный и рогоз широколистный [6], которые можно рассматривать в качестве референтных видов при организации биомониторинга данной экосистемы.

Современное состояние почв водосборного бассейна озера отражает несколько этапов антропогенного воздействия. Это сельскохозяйственное использование до радиационной аварии 1957 г., радиоактивное загрязнение 1957 г., мелиоративная вспашка в первые несколько лет после аварии, радиоактивное загрязнение 1967 г. и отсутствие антропогенного воздействия после 1967 г.

Сопоставление динамики плотности загрязнения прибрежных почв для слоя 0–20 см в 1957 и 1997 г. позволило выявить снижение плотности загрязнения на 1–2 порядка. Так, в 1957 г. общая β -активность составляла около 3.7 ТБк/км² (100 Ки/км²), а в 1997 г. по ^{90}Sr от 7.4 до 18.5 ГБк/км² (от 0.2 до 0.5 Ки/км²), по ^{137}Cs – от 18.5 до 3.7 ГБк/км² (от 0.5 до 1.0 Ки/км²) [1].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Оз. Малые Кирпичики относится к типичным небольшим “степным блюдцам” с плоским дном и глубиной около 3 м, каких много в лесостепи на Зауральском пенеппле. Его координаты N55°50′38.36; E61°0′34.95 (WGS-84). Установлено, что вода в этом озере гидрокарбонатно-магниева, содового типа, имеет минерализацию около 200 мг/л и является пресной.

Для водосборной территории озера характерны черноземные почвы различных модификаций, чаще выщелоченные черноземы [1]. Однако в связи с мелкоконтурностью тектонических и геологических структур на Зауральском пенеппле наблюдается мозаичность природных условий, ведущая, в частности, к разнообразию почвенного покрова. Так, под высокотравными березовыми лесами на плакорах формируются темно-серые лесные почвы, а темногомусовый горизонт черноземов в некоторых случаях имел выраженный коричневый оттенок [7].

В общем случае почвы водосбора озер Зауральского пенеппла по отношению к режиму увлаж-

нения можно подразделить на удаленную от водоема ландшафтную элювиальную (преимущественно плакоры) и супераквальную позиции прибрежных ландшафтов. Элювиальные фации имеют периодически промывной режим и характеризуют усредненное (близкое к среднему по данной природной зоне на данной широте) физико-химическое состояние. Супераквальная позиция обеспечивает почве промывной (при определенном удалении от берега – периодически промывной) и выпотной режимы, а также неглубокое положение грунтовых вод. Поэтому супераквальная позиция характеризует частные состояния почв приозерных территорий. Интересны они в связи с повышенным (относительно элювиальных) плодородием. [8].

Пробы воды отбирали с поверхностных (0.2–0.5 м от поверхности) горизонтов батометром Молчанова ГР–18 (Россия) в трех повторностях (по 20 л на повторность для радиохимического анализа). Отбор проб донных отложений осуществляли с использованием стандартного гидрологического оборудования (в частности, поршневая трубка Ливингстона), позволяющего получать образцы с ненарушенной стратификацией.

Для отбора высшей водной растительности использовали стандартные методики [9]. Отобранные макрофиты сортировали по видовой принадлежности, высушивали при постоянном перемешивании, затем измельчали и озоляли в муфельных печах при температуре 800°C. После озоления макрофиты подвергали радиохимическому анализу.

Определение места закладки почвенных разрезов основывалось на исследовании особенностей ландшафтных катен и вычленении в них супераквального и элювиального элементов. При выборе мест закладки был проведен анализ времени последнего антропогенного воздействия на почвы (по целостности почвенных горизонтов), выбрана точка с наименьшей вероятностью механического вмешательства. Супераквальные разрезы закладывали не далее 25 м от берега. Элювиальные почвы (суглинок) отбирали на расстоянии 350 м от берега. Почвенный разрез был сделан на возвышенности, котловина водой не заливалась, в верхних горизонтах почва была сухая, рассыпчатая, в нижних горизонтах тяжелый суглинок.

Удельную активность ^{90}Sr в исследуемых образцах определяли на малофоновой β -метрической установке типа УМФ-2000 и пламенно-фотометрическим контролем выхода носителя. Содержание ^{137}Cs исследовали в оксалатах γ -спектрометрическим методом на полупроводниковых детекторах типа ДГДК-100, а также на γ -спектрометре фирмы “CANBERA”. Погрешность измерения ^{90}Sr и ^{137}Cs составляет 20% при активности

0.7×10^{-3} Бк/кг и 10% при больших активностях. Диапазон величины измерения $0.02 \times 10^{-3} - 1 \times 10^2$ Бк/кг. Радиохимический анализ проводили в Институте экологии растений и животных УрО РАН (г. Заречный) [6].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Физико-химические показатели воды оз. Малые Кирпичики не превышают ПДК для вод нецентрализованного водоснабжения [6]. Уровень вмешательства по ^{90}Sr в воде составляет 11×10^{-3} Бк/м³, по ^{137}Cs — 5×10^{-3} Бк/м³. Фоновые значения ^{90}Sr и ^{137}Cs по Уральскому региону составляют 0.09×10^{-3} и 0.04×10^{-3} Бк/м³ соответственно, что обусловлено их содержанием в глобальных выпадениях на исследуемой территории [7, 8].

Донные отложения представлены типичными в этой природной зоне сапропелями. Для анализа распределения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю донных отложений существенно определено уровня, на котором сейчас находится слой отложений, образовавшийся в год радиоактивной аварии. Слой, в котором находится ил, осевший в год аварии, предположительно соответствует глубине от раздела “вода—отложения” с 28 до 37 см. С момента аварии до 2011 г. (времени отбора проб) прошло 54 года. Следовательно, скорость осадконакопления может быть от 5.2 до 6.85 мм/год. Дополнительный анализ позволяет уточнить горизонт ветрового разноса радиоактивного ила с берегов пересохшего оз. Карачай (1967 г.). Так как со времени разноса прошло 44 года, слой, соответствующий разносу, находится на глубине 23–27 см. Следовательно, скорость осадконакопления может быть от 5.23 до 6.13 мм/год. Исходя из расчетов, наиболее близкими к установленным на высокоэвтрофных озерах ВУРСа скоростям осадконакопления являются значения около 5 мм/год. Следовательно, слой образования ВУРСа лежит на глубине около 28 см, образования КРСа — на уровне 23 см. Период между этими событиями — около 10 лет, что соответствует накопленным 50 мм донных отложений со скоростью около 5 мм/год. Удельная активность попавших в водоем ^{90}Sr и ^{137}Cs соответствовала их соотношению в аварийном облаке выброса 1957 г. — 10 : 2. Образование КРС в апреле 1967 г. резко изменило соотношение долгоживущих радионуклидов, которое составило 3 : 9.

После аварии 1957 г. в водоеме начался процесс природного распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs . Вероятно, оба они интенсивно вымывались из почв в водоем, захватывались биотой эвтрофного водоема и переотлагались в донных отложениях соответственно этой интенсивности. Картина миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в глубь донных отложений от горизонта аварии сходна с другими озерами ВУРСа:

удельная активность ^{90}Sr уменьшается резко, активность ^{137}Cs снижается постепенно.

Отношение удельных активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs донных отложений, сформировавшихся в аварийный период, соответствует ситуации в озерных экосистемах, расположенных в ближней зоне ВУРСа, и превышает 1. Однако дополнительное внесение долгоживущих радионуклидов в озерную экосистему в 1967 г. изменило соотношение удельных активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs и в настоящее время оно <1. Такая зависимость более характерна для озерных экосистем удаленной зоны ВУРСа.

При радиоактивном загрязнении донных отложений в 1957 г. сформировалось соотношение удельных активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs > 1, характерное для ближней зоны. Загрязнение в 1967 г. сделало это соотношение характерным для дальней зоны (<1). Поэтому можно было ожидать нетрадиционных значений коэффициентов накопления радионуклидов в донных отложениях относительно воды озера. Данные для построения графика (рис. 1), отражающего изменения значений коэффициентов накопления (K_H) радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs донными осадками (ДО) по глубине колонки относительно воды исследуемого озера, рассчитаны по формуле $K_H = (\text{ДО}/\text{H}_2\text{O})$. Главные экстремумы графика отражают горизонт аварии 1957 г. (уровень 28 см), горизонт пылевого разноса 1967 г. (23 см) и миграцию ^{90}Sr и ^{137}Cs в глубь донных отложений (38–63 см). Известно, что в пресных водоемах процессы поглощения ^{90}Sr водной высшей растительностью выражены в большей степени, чем для соленых озер, что приводит к накоплению данного радионуклида в верхних слоях илов после сезонного отмирания биоты. Однако характер динамики K_H ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхних слоях ДО вызывает вопрос о биологической доступности внесенного в экосистему озера пылевым разносом ^{137}Cs , который стал мигрировать в разы интенсивнее, чем ^{90}Sr , и почти на порядок интенсивнее того же ^{137}Cs , попавшего в экосистему до ветрового разноса.

Установленный характер динамики K_H ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхних слоях ДО (рис. 2) подтверждается выявлением соотношения ^{137}Cs и ^{90}Sr в макрофитах. Так, соотношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ для рогоза (*Typha latifolia* L.) составило 1.46; для телореза (*Stratiotes aloides* L.) — 2.28; для кубышки (*Nuphar lutea* L.) — 2.09; для водокраса (*Hydrocharis morsus-ranae* L.) — 2.15; для кувшинки (*Nymphaea alba* (L.) Sm.) — 2.52.

В целях мониторинга радиоактивного загрязнения почв водосборной территории оз. Малые Кирпичики были отобраны пробы в супераквальной и элювиальной позициях приозерного ландшафта (табл. 1 и 2).

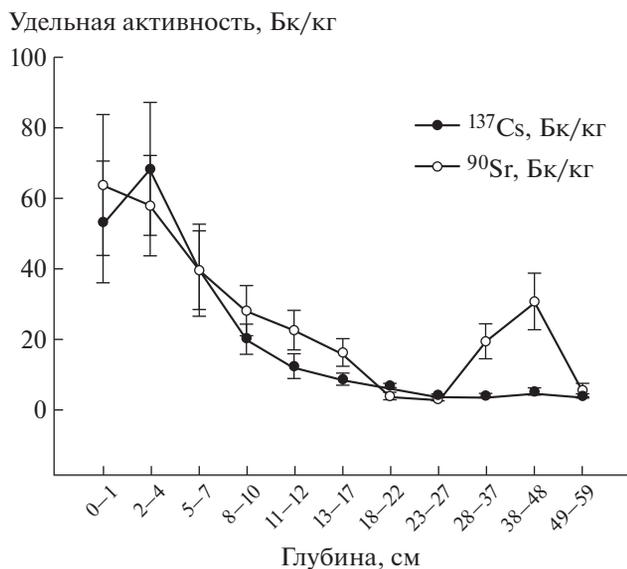


Рис. 1. Изменение удельной активности радионуклидов ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в почвах супераквальной позиции водосборного ландшафта оз. Мал. Кирпичики.

Fig. 1. Changes in ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs specific activity in the soils of supraequal watershed landscape of the lake Malye Kirpichiki.

Пробы для анализа физико-химических характеристик элювиальной и супераквальной ландшафтной позиций были взяты из почвенных разрезов, не имевших визуальных следов мелиоративной распашки. Однако при анализе были выявлены последствия этого антропогенного вмешательства. Например, при практически равномерном распределении общего углерода по разрезу элювиальной позиции в горизонте 25–30.5 см гуминовых кислот в 7 раз больше, чем фульвокислот (табл. 3). Возможно, именно этот слой близок к перевернутому в результате вспашки поверхностно загрязненному. Обращает на себя внимание увеличение содержания гумуса, полученного щелочной вытяжкой из горизонтов 20–25 см и 25–30.5 см, до значений, близких современным поверхностным. Эти факты свидетельствуют о проведенной вспашке данного участка незадолго после 1957 г.

В почвенном разрезе супераквальной позиции равномерное уменьшение общего углерода нарушается относительными повышениями содержания на уровне 9.5–12 см, 17–22 см и 27–48 см (табл. 4). Предположительно, это погребенные гумусовые горизонты (перевернутые при мелиоративной вспашке), формировавшиеся в результате периодических подтоплений береговой зоны и мощного развития прибрежной растительности, продуцента гумуса, что характерно практически для всех озер восточного склона Среднего и Южного Урала, а также Зауралья.

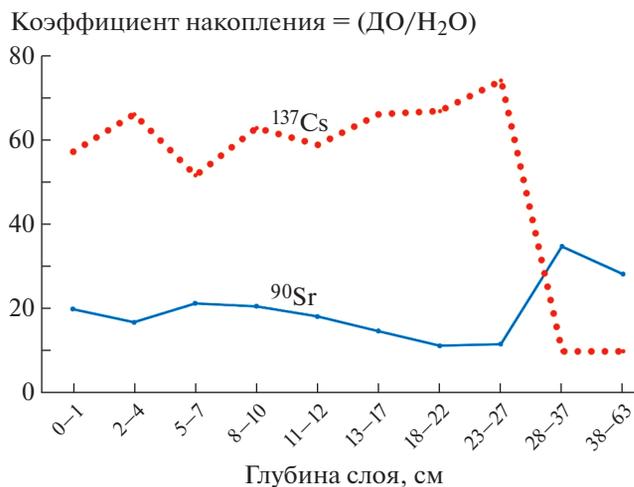


Рис. 2. Значения K_H радионуклидов ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в верхнем слое донных осадков.

Fig. 2. Values of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs accumulation factors in the upper layer of the bottom sediments.

Отношение гуминовых кислот к фульвокислотам снижается от 5–9 в поверхностных горизонтах до 1 к низам горизонта В. При существующих режимах увлажнения такая тенденция свидетельствует об аномально высоком содержании гумуса в средних горизонтах разреза. Это может быть следствием мелиоративного перепахивания после аварии 1957 г.

Выявленный в полученных почвенных разрезах гуматный тип почвообразования предполагает малую миграционную способность в них тяжелых металлов. С целью выявления комплекса антропогенного воздействия на почвы водосборной территории оз. Малые Кирпичики оба почвенных разреза были проанализированы на содержание 15 микроэлементов и тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Cs, Ni, Co, Ba, Sr, Cd, Fe, Mn, K, Na, Ca, Mg). Все элементы, за исключением Ba в почвенном разрезе элювиальной позиции и Mn в разрезе супераквальной позиции, показали незначительное увеличение содержания в горизонте ВС. Содержание Ba в приповерхностных горизонтах разреза на 20% больше, чем в горизонте ВС, содержание Mn – на 58% больше, чем в горизонте ВС. Возможная причина повышения концентрации Mn – участие биоты в формировании верхних почвенных горизонтов хорошо увлажненных приозерных почв. Количественные оценки изменения микроэлементов и тяжелых металлов по горизонтам почвенных разрезов говорят об отсутствии антропогенного воздействия в этом аспекте. При этом интересен факт резкого увеличения в горизонте ВС “элювиального” разреза содержания Ni и природного Cs, а также Cs и Na в том же горизонте “супераквального” разреза. Вероятная причина – небольшие геохимические аномалии кон-

Таблица 1. Краткое описание разреза почвы супер-аквальной позиции ландшафта водосбора оз. Малые Кирпичики

Table 1. Brief description of the vertical profile of the soil of the supraquial watershed landscape of the lake Malye Kirpichiki

| Горизонт | Глубина, см | Описание |
|----------|-------------|--|
| A0 | 0–1 | Лесная подстилка, серая |
| A1 (1) | 2–4 | Легкий суглинок, дождевые черви, черно-серый |
| A1 (2) | 5–7 | Легкий суглинок, дождевые черви, черно-серый |
| A2 (1) | 8–10 | Средний суглинок, серый |
| A2 (2) | 11–12 | Средний суглинок, серо-черный |
| B1 (1) | 13–17 | Средний суглинок, черно-серый |
| B1 (2) | 18–22 | Средний суглинок, черно-серый |
| B1 (3) | 23–27 | Средний суглинок, черный |
| B2 (1) | 28–37 | Тяжелый суглинок, светло-коричневый |
| B2 (2) | 38–48 | Тяжелый суглинок, коричневый |
| BC | 49–59 | Тяжелый суглинок, серо-коричневый |

Таблица 2. Краткое описание разреза почвы элювиальной позиции ландшафта водосбора оз. Малые Кирпичики

Table 2. Brief description of the vertical profile of the soil of the eluvial watershed landscape of the lake Malye Kirpichiki

| Горизонт | Глубина, см | Описание |
|----------|-------------|------------------------------------|
| A0 | 0–4 | Степной войлок |
| A1 (1) | 5–6 | Легкий суглинок, коричневый |
| A1 (2) | 7–10 | Легкий суглинок, темно-коричневый |
| A1 (3) | 11–12 | Легкий суглинок, черно-коричневый |
| A1 (4) | 13–16 | Легкий суглинок, черно-коричневый |
| A2 (1) | 17–20 | Средний суглинок, темно-коричневый |
| A2 (2) | 21–25 | Средний суглинок, темно-коричневый |
| A2 (3) | 26–31 | Средний суглинок, темно-коричневый |
| B1 | 32–35 | Средний суглинок, коричнево-серый |
| B2 | 36–46 | Средний суглинок, серо-коричневый |
| BC | 47–60 | Тяжелый суглинок, ярко-коричневый |

центрации этих элементов в материнской породе, т.е. геологические условия.

Изменение удельной активности долгоживущих радионуклидов по почвенному профилю элювиальной позиции водосборного ландшафта озера (рис. 3) характеризует несколько событий:

– загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs в период образования ВУРСа и последовавшее за ним перепахивание почвы с заглублением радионуклидов на уровень 32–35 см;

– миграцию радионуклидов глубже 35 см;

– загрязнение верхних слоев почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr в период образования КРСа;

– миграцию радионуклидов КРСа с поверхности в глубь почвы.

Непромывной и периодически промывной режим обусловил относительно равномерное распределение долгоживущих радионуклидов по пахотному профилю почвы элювиальной позиции.

Те же события в почвах супераквальной позиции в связи с наличием промывного и выпотного

режимов привели к иному распределению удельной активности по разрезу (рис. 1):

– загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs в период образования ВУРСа и последовавшее за ним перепахивание почвы с заглублением радионуклидов на уровень 23–48 см выражается резким “скачком” содержания ^{90}Sr при близком к 0 содержании ^{137}Cs ;

– миграция радионуклидов глубже 48 см не установлена;

– загрязнение верхних слоев почвы (0–7 см) ^{137}Cs и ^{90}Sr в период образования КРСа четко выражено только в слое 2–4 см;

– миграция радионуклидов КРСа с поверхности в глубь почвы не прослеживается.

Вызывают интерес причины поведения долгоживущих радионуклидов в естественной среде почв. Расчеты коэффициента корреляции Спирмена [6] подтвердили существование тесной зависимости между содержанием органического вещества и радионуклидов в почвенном разрезе супераквальной позиции. Получена высокая кор-

Таблица 3. Содержание органического вещества и его фракционный состав (%) в элювиальной позиции почв водосбора оз. Малые Кирпичики**Table 3.** Organic matter content and its fractional composition (%) in the eluvial watershed landscape of the lake Malye Kirpichiki

| | Глубина, см | $C_{\text{общ.}}$ | $C_{\text{орг.}}$ (ГВ) щелочной вытяжки (%) к почве | $C_{\text{ГК}}$ (%) к почве | $C_{\text{ФК}}$ (%) к почве | ГК/ФК |
|--------------------|-------------|-------------------|---|-----------------------------|-----------------------------|-------|
| Разрез элювиальный | 0–6 | 8.72 ± 0.0073 | 4.38 ± 0.0623 | 3.0 ± 0.0365 | 1.38 ± 0.037 | 2.2 |
| | 6–11 | 8.65 ± 0.0167 | 4.86 ± 0.0511 | 3.0 ± 0.0365 | 1.86 ± 0.037 | 1.6 |
| | 11–12 | 8.86 ± 0.0511 | 3.78 ± 0.0292 | 3.0 ± 0.0365 | 0.78 ± 0.0037 | 3.8 |
| | 12–16 | 8.88 ± 0.0275 | 3.72 ± 0.0406 | 3.0 ± 0.0365 | 0.72 ± 0.0037 | 4.2 |
| | 16–20 | 8.90 ± 0.0365 | 3.84 ± 0.0456 | 3.24 ± 0.0456 | 0.6 ± 0.037 | 5.4 |
| | 20–25 | 9.03 ± 0.0109 | 4.32 ± 0.0406 | 3.24 ± 0.0456 | 1.08 ± 0.037 | 3 |
| | 25–30.5 | 8.87 ± 0.0620 | 3.84 ± 0.0456 | 3.36 ± 0.0292 | 0.48 ± 0.0072 | 7 |
| | 30.5–34 | 8.65 ± 0.0182 | 3.3 ± 0.0365 | 2.4 ± 0.036 | 0.9 ± 0.0072 | 2.6 |
| | 34–45 | 8.58 ± 0.0263 | 1.04 ± 0.3398 | 1.02 ± 0.037 | 0.02 ± 0.0066 | 51 |
| | 45–60 | 8.44 ± 0.0456 | 1.04 ± 0.3398 | 0.4 ± 0.0072 | 0.64 ± 0.0072 | 0.62 |

реляция между ^{90}Sr , гуминовыми и фульвокислотами, равная 0.89. Между ^{137}Cs , гуминовыми и фульвокислотами корреляция еще выше – 0.95 и 0.92 соответственно. В почвенном разрезе элювиальной позиции высокая корреляция наблюдается только для пары ^{137}Cs – гуминовые кислоты (0,98). Для пары ^{90}Sr – гуминовые кислоты тенденция заметна (0.63); фульвокислоты ни со ^{90}Sr (0.45), ни с ^{137}Cs (0.4) не коррелируют. Коэффициент корреляции подтверждает контролируемую роль гуматных кислот в почвообразовательных процессах. Возможно, гуматный тип почвы ограничивает миграционный потенциал ^{90}Sr и ^{137}Cs .

ОБСУЖДЕНИЕ

Установленные природные физико-химические показатели воды оз. Малые Кирпичики являются естественными и позволяют использовать ее для децентрализованного водоснабжения, в частности, водопоя скота. Выявленные превышения рН и Mg^{2+} над нормативами действующего СанПиН невелики и обусловлены в данном случае сезонными изменениями в водоеме.

Радиологические исследования воды озера показали, что она имеет удельную активность ниже уровня вмешательства по ^{137}Cs в 40 раз, а по ^{90}Sr в 39 раз. Выявленное трехкратное превышение над фоновыми значениями по Уральскому региону как для ^{90}Sr , так и для ^{137}Cs , также позволяет использовать ее для децентрализованного водоснабжения.

Представляет интерес факт превышения биодоступности ^{137}Cs над ^{90}Sr для изученных макрофитов более чем в 2 раза. Одной из возможных причин этого явления может быть увеличение количества ^{137}Cs в донных отложениях из-за ветрового разноса ила с оз. Карачай и образования КРСа.

Макрофиты в данной озерной экосистеме играют роль компонента, накапливающего радионуклиды из других сред системы и выводящие их из круговорота веществ и энергии в ней. Захоронение происходит в донных отложениях, поэтому одним из условий хозяйственного использования озерной экосистемы озера является покой донных осадков. То есть разведение роющих рыб является нежелательным.

Скорость осадконакопления для оз. Малые Кирпичики составляет около 5 мм/год, что соответствует его уровню эвтрофности в целом и зарастания в частности. Горизонтом аварии 1957 г. (горизонтом образования ВУРСа) является слой 28 см. Горизонтом ветрового разноса радиоактивной пыли 1967 г. (горизонтом образования КРСа) является слой 23 см. Гравитационная миграция ниже горизонта аварии 1957 г. такая же, как и на других озерах, загрязненных долгоживущими радионуклидами. Миграция радионуклидов в вышележащих горизонтах не так очевидна и требует дополнительных исследований.

Явное преобладание ^{137}Cs над ^{90}Sr в верхнем слое донных отложений исследуемого озера возникло из-за добавочного (к выпадениям ВУРСа) воздействия аэрального разноса радиоактивной

Таблица 4. Содержание органического вещества и его фракционный состав (%) в супераквальной позиции почв водосбора оз. Малые Кирпичики
Table 4. Organic matter content and its fractional composition (%) in superaqual watershed landscape of the lake Malye Kirpichiki

| Разрез супераквальный | Глубина, см | $C_{\text{общ.}}$ (%) | $C_{\text{орг.}}$ (ГВ) щелочной вытяжки (%) к почве | $C_{\text{ГК}}$ (%) к почве | $C_{\text{ФК}}$ (%) к почве | ГК/ФК |
|-----------------------|--------------|-----------------------|---|-----------------------------|-----------------------------|-------|
| | 0–1 | 12.3 ± 0.036 | 3.5 ± 0.037 | 3.0 ± 0.037 | 0.6 ± 0.0037 | 5 |
| 1–4 | 10.1 ± 0.036 | 3.2 ± 0.037 | 2.8 ± 0.037 | 0.4 ± 0.0024 | 7 | |
| 4–7 | 5.2 ± 0.036 | 3.0 ± 0.037 | 2.7 ± 0.037 | 0.3 ± 0.0013 | 9 | |
| 7–9.5 | 5.8 ± 0.036 | 1.4 ± 0.037 | 1.2 ± 0.037 | 0.2 ± 0.0072 | 6 | |
| 9.5–12 | 8.8 ± 0.073 | 1.0 ± 0.037 | 0.9 ± 0.0037 | 0.1 ± 0.0010 | 9 | |
| 12–17 | 6.5 ± 0.036 | 0.7 ± 0.037 | 0.6 ± 0.037 | 0.1 ± 0.0074 | 6 | |
| 17–22 | 7.6 ± 0.073 | 0.3 ± 0.073 | 0.2 ± 0.0072 | 0.1 ± 0.0074 | 2 | |
| 22–27 | 2.6 ± 0.063 | 0.3 ± 0.037 | 0.2 ± 0.0072 | 0.1 ± 0.0074 | 2 | |
| 27–37 | 3.0 ± 0.036 | 0.2 ± 0.037 | 0.1 ± 0.0011 | 0.1 ± 0.0074 | 1 | |
| 37–48 | 2.5 ± 0.036 | 0.2 ± 0.037 | 0.1 ± 0.0011 | 0.1 ± 0.0010 | 1 | |
| 48–59 | 2.3 ± 0.036 | 0.1 ± 0.037 | 0.01 ± 0.0002 | 0.09 ± 0.0066 | 0.11 | |

пыли в конце 1960-х годов при образовании КРС. Следовательно, классифицировать удаленность водоемов замедленного водообмена по отношению удельных активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях можно лишь в том случае, если, располагаясь на территории ВУРСа, они не подвергались воздействию аэральных выбросов КРС. Иное соотношение долгоживущих радионуклидов в распространенных ветром пылевидных донных отложениях оз. Карачай (1967 г.) кардинально меняет закономерность, характерную для озер ВУРСа, и требует учета второго этапа загрязнения.

На загрязненной радионуклидами территории можно выделять три области загрязненности: ВУРС, КРС и двойного загрязнения. Поэтому классификация удаленности озер от источника эмиссии по отношению удельных активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях должна иметь, как минимум, три классификационных подразделения: озера в составе ВУРСа; озера в составе КРСа; озера в составе и ВУРСа, и КРСа.

Почвы во всех изученных почвенных разрезах подвергались однократной мелиоративной вспашке после аварии 1957 г. Учитывая результаты физико-химического анализа, можно утверждать, что почвы в месте отбора проб элювиальной позиции ландшафта были вспаханы на глубину около 30 см, супераквальной – на глубину несколько более 30 см.

Загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs в период образования ВУРСа и последовавшее за ним перепахивание

почвы с заглублением радионуклидов создало “всплеск” удельной активности ^{90}Sr для элювиальной позиции на уровне 32–35 см, для супераквальной – 23–48 см при значительной активности ^{137}Cs для элювиальной и практически нулевой –

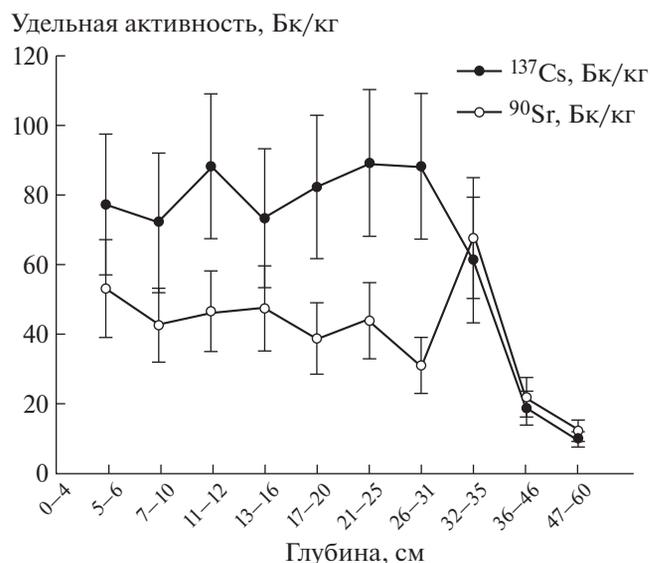


Рис. 3. Изменение удельной активности радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах элювиальной позиции водосборного ландшафта оз. Мал. Кирпичики.

Fig. 3. Changes in ^{90}Sr and ^{137}Cs specific activity in the soils of eluvial watershed landscape of the lake Malye Kirpichiki.

для супераквальной позиции. Миграция ниже этих уровней слабо выражена для элювиальной и не установлена для супераквальной позиции почвенного профиля.

Загрязнение верхних слоев почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr в период образования КРСа для элювиальной позиции выражено в слое 0–12 см, для супераквальной – только в слое 2–4 см. Миграция долгоживущих радионуклидов после образования КРС ярко выражена в профиле почвы элювиальной позиции, и ее следы отсутствуют в профиле почвы супераквальной позиции. Причина тому – чередование по сезонам года промывного и выпотного режимов увлажнения почвы супераквальной позиции.

ВЫВОД

Таким образом, анализ радиоэкологического состояния экосистемы оз. Малые Кирпичики позволяет утверждать, что наибольшие опасения вызывают донные осадки и приозерные почвы. Приоритетное использование озер в данном регионе – рыбохозяйственное и (для водосборных территорий) сельскохозяйственное. Разведение растительных рыб, проводящих значительное время в контакте с донными отложениями и питающихся их компонентами, для этого озера не рекомендуется. Выращивание сельскохозяйственной продукции на почвах приозерной территории также нежелательно.

БЛАГОДАРНОСТИ

Статья подготовлена при финансовой поддержке ФГБОУ ВО «МГПИ им. М.Е. Евсевьева» по договору на выполнение НИР от 01.06.2020 г. № 16-293 от 01.06.2020 г. по теме «Техногенные поллютанты в природных экосистемах как фактор активизации когнитивного аспекта социализации студентов в экологических экспедициях».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 года на ПО «Маяк» / Под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. М.: ГУП Вторая типография ФУ «Медбиоэкстрем» при Минздраве РФ, 2001. 296 с. [Ehkologicheskie i meditsinskie posledstviya radiatsionnoi avarii 1957 goda na PO «Mayak» / Pod red. A.V. Akleeva, M.F. Kiseleva. M.: GUP Vtoraya tipografiya FU «MedbioehkstreM» pri Minzdrave RF, 2001. 296 s. (In Russian)]
2. Казаченок Н.Н., Костюченко В.А., Попова И.Я. и др. Современные уровни радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды ВУРС и других территорий в зоне влияния ПО «Маяк» // Вопр. радиац. безопасности. 2014. Т. 73. № 1. С. 33–48. [Kazachenok N.N., Kostyuchenko V.A., Popova I.Ya., et al. Sovremennyye urovni radioaktivnogo zagryazneniya ob"ektov okruzhayushchei sredy VURS i drugikh territorii v zone vliyaniya PO «Mayak» // Voprosy radiatsionnoi bezopasnosti. 2014. V. 73. №. P. 33–48. (In Russian)]
3. Казаченок Н.Н., Попова И.Я., Мельников В.С. и др. Радиоактивное загрязнение воды озер на территории Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов // Вода: Химия и экология. 2014. № 10. С. 16–22. [Kazachenok N.N., Popova I.Ya., Mel'nikov V.S., et al. Radioaktivnoe zagryaznenie vody ozer na territorii Yuzhno-Ural'skoi tekhnogennoi biogeokhimicheskoi provintsiy radioaktivnykh izotopov // Voda: Khimiya i ehkologiya. 2014. № 10. P. 16–22. (In Russian)]
4. Аклеев А.В. и др. Современное состояние экосистем водоемов В–11, В–10, В–4, В–17 и В–9 ПО «Маяк» / Под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. М.: ГУП Вторая типография ФУ «Медбиоэкстрем» при Минздраве РФ, 2001. 294 с. [Akleev A.V. i dr. Sovremennoe sostoyanie ehkosistem vodoemov V–11, V–10, V–4, V–17 i V–9 PO «Mayak» / Pod red. A.V. Akleeva, M.F. Kiseleva. M.: GUP Vtoraya tipografiya FU «MedbioehkstreM» pri Minzdrave RF, 2001. 294 s. (In Russian)]
5. Казаченок Н.Н., Попова И.Я. Динамика радиоактивного загрязнения растительности водных экосистем различных типов на Южном Урале // Вода: Химия и экология. 2017. № 6. С. 3–14. [Kazachenok N.N., Popova I.Ya. Dinamika radioaktivnogo zagryazneniya rastitel'nosti vodnykh ehkosistem razlichnykh tipov na Yuzhnom Urale // Voda: Khimiya i ehkologiya. 2017. № 6. P. 3–14. (In Russian)]
6. Каблова К.В., Дерягин В.В., Левина С.Г., Сутягин А.А. Накопление радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах вода–донные отложения–макрофиты озера Малые Кирпичики // Радиационная биология. Радиоэкология, 2014. Т. 54. № 6. С. 650–656. [Kablova K.V., Deryagin V.V., Levina S.G., Sutyagin A.A. Nakoplenie radionuklidov ^{90}Sr i ^{137}Cs v komponentakh voda–donnyye otlozheniya–makrofity ozera Malye Kirpichiki // Radiatsionnaya biologiya. Radioehkologiya. 2014. V. 54. № 6. P. 650–656. (In Russian)]
7. Молчанова И.В., Караваяева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. Екатеринбург: УрО РАН, 2006. 89 с. [Molchanova I.V., Karavaeva E.N., Mikhailovskaya L.N. Radioehkologicheskie issledovaniya pochvenno-rastitel'nogo pokrova. Ekaterinburg: URO RAN. 2006. 89 p. (In Russian)]
8. Молчанова И.В., Караваяева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург: УрО РАН, 2001. 159 с. [Molchanova I.V., Karavaeva E.N. Ehkologo-geokhimicheskie aspekty migratsii radionuklidov v pochvenno-rastitel'nom pokrove. Ekaterinburg: URO RAN, 2001. 159 p. (In Russian)]
9. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Л.: Наука, 1981. – 87 с. [Katanskaya V.M. Vysshaya vodnaya rastitel'nost' kontinental'nykh vodoemov SSSR. L.: Nauka, 1981. 187 p. (In Russian)]

Radionuclides in the Major Components and Lakeside Soils of the Ecosystem of the lake Malye Kirpichiki (EURT)

V. V. Deryagin^a, S. G. Levina^{a,#}, A. V. Akleyev^{b,c}, and A. A. Sutyagin^a

^a South Ural State Humanitarian Pedagogical University, Chelyabinsk, Russia

^b Urals Research Center for Radiation Medicine, Chelyabinsk, Russia

^c Chelyabinsk State University, Chelyabinsk, Russia

[#] E-mail: serafima_levina@mail.ru

Standard methods of water (Molchanov water sampler GP18), lake sediment (the Livingstone-type drive rod piston corer and bentometer C-1) and soil sampling were used to perform a comprehensive study of the radioecological status of the Lake Malye Kirpichiki ecosystem. Radiochemical analysis of the samples was carried out at the Institute of Plant and Animal Ecology of the Russian Academy of Sciences using standard radiological methods of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs determination. It was observed that ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs specific activity of the lake water was 39–40 times lower than the intervention limit and could be used for non-public water supply. The sedimentation rate of the bottom sediments of the given lake was calculated. It was revealed that the increase in ¹³⁷Cs specific activity relative to that of ⁹⁰Sr and increase in its bioavailability in lake sediments was associated with the formation of the Karachai Radioactive Trace (1967) in the territory of the EURT. Moreover, the differences in the current distribution of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs specific activity by soil profile cut depend on their location in eluvial or supraequal watershed landscape. Herbivorous fish farming in the lake and crop growing in the lakeside territory are not recommended.

Keywords: radionuclide migration, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, lake ecosystem, lake sediments, East Urals Radioactive Trace, Karachai Radioactive Trace