

Биоиндикация ртутного загрязнения Бурейского водохранилища после зимнего оползня

© 2026. Л. М. Кондратьева, д. б. н., профессор,

Д. В. Андреева, к. б. н., с. н. с.,

З. Н. Литвиненко, к. б. н., с. н. с.,

Хабаровский Федеральный исследовательский центр,

Институт водных и экологических проблем

Дальневосточного отделения Российской академии наук,

680000, Россия, г. Хабаровск, ул. Дикопольцева, д. 56,

e-mail: zoyana2003@mail.ru

В декабре 2018 г. при температуре -32°C на Бурейском водохранилище сошёл гигантский оползень объёмом 24,5 млн м^3 . Оползень спровоцировал цунами и уничтожение леса, перекрыл доступ воды к Бурейской ГЭС. В результате взрывных работ был создан искусственный канал. Оползень выступил в роли биогеохимического барьера и важным фактором, влияющим на процессы формирования качества воды за счёт взаимодействия воды с размельчёнными горными породами, поступления большого объёма растительных остатков и органических веществ из разрушенного почвенного покрова. Масштабы последствий для экосистемы Бурейского водохранилища трудно оценить без использования современного интеграционного подхода, основанного на сочетании биологических и физико-химических методов. В летний период 2022 г. на водохранилище проведены экологические исследования *in situ* и *in vitro* с использованием микробиологических и спектральных методов. В качестве объектов биоиндикации состояния водохранилища в зоне влияния оползня выступали микробные комплексы и отдельные штаммы культивируемых гетеротрофных бактерий, выделенных из разных местообитаний (поверхностные/ придонные слои воды; заливы, заполненные древесиной). В зоне влияния оползня из проб воды выделено 62 штамма бактерий. Около 50 % штаммов оказались ртуть-резистентными и росли в присутствии $100 \text{ мг/л Hg}(\text{NO}_3)_2$. Максимальную устойчивость к ртутному загрязнению проявляли штаммы сульфатредуцирующих бактерий, которые встречались в заливах с плавающей древесиной. Для оценки активности микробной трансформации модельного соединения гумата натрия в присутствии ртути использовали спектрофотометрический метод (Shimadzu UV-3600). Штаммы бактерий, выделенные из придонной воды с глубины 65 м, трансформировали ароматическую составляющую гумата натрия до группы компонентов-предшественников токсичных летучих веществ, способствующих образованию метилртути. В качестве биоиндикаторов пролонгированного экологического риска ртутного загрязнения Бурейского водохранилища в зоне влияния оползня рекомендованы сульфатредуцирующие бактерии с повышенной ртуть-резистентностью.

Ключевые слова: оползень, водохранилище, микробные комплексы, гуминовые вещества, метилртуть.

Bioindication of mercury pollution in the Bureya Reservoir after the winter landslide

© 2026. L. M. Kondratyeva ORCID: 0000-0002-7737-4786

D. V. Andreeva ORCID: 0000-0003-1548-5066

Z. N. Litvinenko ORCID: 0000-0002-1421-2827

Khabarovsk Federal Research Center,

Institute of the Water and Ecology problems

Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences,

56, Dikopoltsev St., Khabarovsk, Russia, 680000,

e-mail: zoyana2003@mail.ru

In December 2018, at a temperature of -32°C , a giant landslide with a volume of 24.5 million m^3 occurred on the Bureya Reservoir (BR). The landslide triggered tsunami and forest destruction, blocking water access to the Bureya Hydroelectric Power Station. An artificial channel was created as a result of blasting operations. The landslide acted as a biogeochemical barrier and a significant factor affecting water quality due to the water interaction with crushed rock and the influx of large volumes of plant debris and organic matter from the destroyed soil cover. The scale of the impact

on the BR ecosystem is difficult to assess without a modern integrated approach based on a combination of biological and physicochemical methods. In the summer of 2022, ecological studies *in situ* and *in vitro* using microbiological and spectral methods were conducted on the BR. Microbial complexes and individual strains of cultured heterotrophic bacteria isolated from different habitats (surface and bottom water layers; bays filled with wood) served as bioindication objects of the BR state at the research sites. 62 bacterial strains were isolated from water samples in the landslide-affected zone. About 50 % of the strains were Hg-resistant and grew in the presence of 100 mg/L $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$. The strains of sulfate-reducing bacteria that were found in bays with floating wood showed maximum resistance to mercury pollution. We use spectrophotometric method (Shimadzu UV-3600) to assess the activity of microbial transformation of the model sodium humate in the presence of mercury. Bacterial strains isolated from bottom water from a depth of 65 m transform the aromatic component of sodium humate into precursors of toxic volatile compounds that contribute methylmercury formation. Sulfate-reducing bacteria with increased Hg-resistance recommended as bioindicators of the long-term environmental risk of mercury pollution in the BR landslide zone.

Keywords: landslide, reservoir, microbial complexes, humic substances, methylmercury.

Современный подход в исследовании состояния водохранилищ принимает во внимание важнейшие стрессоры, к которым относятся изменение климата и разрушение среды обитания гидробионтов. Этот подход позволяет выявить коренные причины трансформации и прогнозировать вероятность деградации экосистем водоёмов [1]. К основным факторам, влияющим на стабильность водохранилищ, относятся гидроморфологические изменения, колебания уровня воды, эвтрофикация, органическое загрязнение и изменения в землепользовании в регионе [2, 3]. Нарушение экологического баланса в водохранилищах часто сопровождается утратой их способности к самоочищению [4]. Одним из методов оценки экологического состояния водоёмов, получивших всеобщее признание, является биоиндикация [5]. Оценка качества воды на основе биологических реакций организмов оказалась успешной для выявления экологических рисков в естественных водоёмах и водохранилищах [6]. В качестве модельных организмов для испытаний ответных реакций гидробионтов на воздействие природных и антропогенных факторов широко используются организмы различного уровня организации от продуцентов до деструкторов.

В последнее время многие масштабные процессы на нашей планете связывают с изменением биогеохимической активности на микроскопическом уровне [7]. Особое место в структуре биоты водохранилищ занимают микроорганизмы, которые способны разлагать органические вещества (ОВ) различного генезиса и структуры, обеспечивая их самоочищающий потенциал. Активизация микробиологических процессов в присутствии поллютантов приводит к изменению качества воды [8]. Перестройки в структуре микробных комплексов (МК) водохранилищ, участвующих в деструкции и трансформации ОВ, сопровождаются изменением уровня их

эвтрофикации, фракционного состава веществ в осадках, придонных и поверхностных слоях воды.

Среди токсичных элементов, распространённых во всех компонентах биосферы, включая водные объекты, важное место занимает ртуть, которая выступает фактором риска для организмов различного трофического уровня, включая человека [9]. Использование этого вещества в производстве привело к резкому увеличению экологических проблем, связанных с ртутным загрязнением атмосферы и почв, техногенно-преобразованных территорий [10]. Для контроля и сокращения антропогенных выбросов соединений ртути и снижения рисков для здоровья человека в октябре 2013 г. подписана Минаматская конвенция [11]. Ртуть циркулирует в окружающей среде чаще всего в форме ртутьорганических соединений, которые образуются из неорганических форм (HgO , HgS , HgCl_2) при участии микроорганизмов и, реже, посредством абиотических процессов [12].

Существует мнение, что недавно созданные водохранилища являются очагами образования метилртути, которая более биодоступна и токсична для гидробионтов, чем другие соединения. Уровень накопления соединений ртути в рыбе связывают с процессами биоаккумуляции и биотрансформации, включая её метилирование и деметилирование [13]. Основными участниками метилирования ртути в различных местообитаниях являются сульфатредуцирующие, железоредуцирующие бактерии и метаногены [14]. Особое место среди источников метильных групп занимают гуминовые вещества (ГВ). Они играют важную роль в формировании химического состава природных вод, способны связывать и инактивировать токсичные элементы [15]. Исследования взаимодействия ртути с ГВ проводили, в основном, в наземных экосистемах в связи с её аккумуляцией в почвах и растениях

[16]. Механизмы взаимодействия ГВ с различными элементами рассматривают чаще всего с геохимических позиций без учёта биогенного фактора, включая микроорганизмов, устойчивых к ртутному загрязнению. Большое внимание в миграции ртути уделяется микробным комплексам (МК) и отдельным штаммам микроорганизмов из разных местообитаний [14]. Однако доступности источников углерода для микроорганизмов и их способности разлагать стойкие ОВ в условиях ртутного загрязнения уделяется недостаточно внимания.

Цель наших исследований состояла в оценке влияния разных концентраций ртути на трансформацию гумата натрия отдельными штаммами бактерий, выделенных из разных местообитаний в Бурейском водохранилище после крупного зимнего оползня.

Объекты и методы исследования

Впервые на Бурейском водохранилище в зимний период (декабрь 2018 г.) при температуре -32°C произошёл оползень объёмом 24,5 млн м^3 , фактически создав природную дамбу (рис. 1). Глубина водохранилища на месте схода оползня составляет более 70 м. Объём надводной части оползня превышает 4,5 млн м^3 , основная его часть находится под водой. Оползень вызвал волну цунами, которая уничтожила значительную часть леса и привела к полному разрушению почвенного покрова до скальных пород. Весь органо-терригенный материал был смыт в водохранилище.

Площадь разрушенного почвенного покрова составила около 120 га, с неё было смыто около 6000 т неразложившихся ОВ органо-дерновых и торфянисто-органогенных почв [17]. Для восстановления проточности воды на месте схода оползня были проведены взрывные работы и создан искусственный канал. Описания геологических, геоморфологических, экологических и геофизических особенностей Бурейского оползня и причин его схода представлены в серии публикаций [18–20].

В летний период 2022 г. пробы воды были отобраны с использованием классического батометра из двух заливов (Первый и Средний Сандар), в которых скопилась раздробленная древесина, а также из поверхностных и придонных слоёв выше и ниже тела оползня (рис. 1). Для оценки качественного состава ОВ в воде Бурейского водохранилища в районе оползня использовали спектрофотометри-

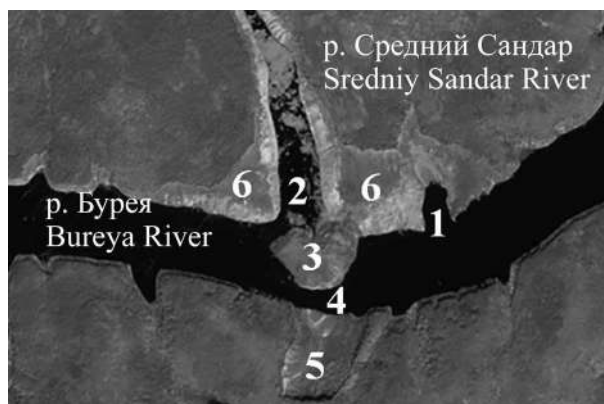


Рис. 1. Место расположения оползня по данным космического зондирования от 13.05.2019 (ИСЗ Sentinel 2A/MSI): 1 – залив Первый; 2 – залив Средний Сандар; 3 – тело оползня; 4 – канал; 5 – место схода оползня; 6 – территория уничтоженного леса

Fig. 1. Landslide location according to satellite imaging data from May 13, 2019 (Sentinel 2A/MSI): 1 – Pervyy Bay; 2 – Sredniy Sandar Bay; 3 – landslide body; 4 – channel; 5 – landslide site; 6 – the destroyed forest area

ческий метод (Shimadzu UV-3600, Япония). Суммарное содержание растворённых ОВ (ОВ_{254}) определяли при длине волны $\lambda = 254$ нм, а ароматических соединений (ОВ_{275}) – при $\lambda = 275$ нм [21]. Долю ОВ, влияющих на окраску воды за счёт водорастворимых фракций гуминовых веществ и их хромофорных групп, определяли при длине волны $\lambda = 365$ нм [22].

Численность культивируемых гетеротрофных бактерий (КГБ) определяли на рыбо-пептонном агаре, разбавленном в 10 раз (РПА:10), сульфатредуцирующих бактерий (СРБ) – на среде Постгейта и выражали в колонии образующих единицах (КОЕ/мл). Исследования проводили в трёх повторностях. При анализе структуры микробных комплексов статистическую обработку данных проводили с использованием программы Microsoft Excel, 2013.

Для определения ртуть-резистентности выделенных штаммов бактерий использовали нитрат ртути(II) $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ в концентрации 1, 10 и 100 мг/л, который добавляли в расплавленную стерильную агаризованную среду перед разливом в чашки Петри. Идентификацию до рода ртуть-резистентных штаммов бактерий проводили на основании физиологических, культурально-морфологических признаков и окраски по Граму [23]. Активность штаммов по отношению к трудно минерализуемому источнику углерода гумату натрия (ГNa) определяли по результатам их культивирования при температуре 23°C в присутствии 10 и

100 мг/л $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$, на жидкой среде М9 следующего состава (г/л дистиллированной воды): KH_2PO_4 – 1,33; K_2HPO_4 – 2,67; NH_4Cl – 1; Na_2SO_4 – 2; KNO_3 – 2; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,001; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,1; GNa – 0,2.

Особенности микробной трансформации GNa в присутствии разных концентраций $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ определяли спектрофотометрическим методом (Shimadzu UV-3600, Япония) по изменению значений абсорбции культуральной жидкости на 30 сут, после её фильтрации через мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм при разных длинах волн [21, 22], аналогично природным водам. В качестве контроля использовали питательную среду с GNa без инокулята.

Результаты и обсуждение

Зимний оползень на Бурейском водохранилище сопровождался рядом неординарных событий: разрушение береговой линии, речное цунами, снос почвенного покрова и масштабное уничтожение леса, особенно на правом пологом берегу. Последствия этих событий были зарегистрированы по микробиологическим показателям до начала взрывных работ и после них в искусственном канале, выше и ниже тела оползня [24]. В зимний период 2019 г. численность КГБ в воде вокруг оползня составляла от 63 ± 2 до 144 ± 10 КОЕ/мл. После взрывных работ общая численность КГБ

в канале увеличилась до 484 ± 12 КОЕ/мл, но в марте их численность стабилизировалась на уровне 133 ± 13 КОЕ/мл.

Поступление в донные отложения трудно разлагаемых ОВ, лимитирование содержания кислорода, формирование анаэробных условий в контактной зоне «вода–дно» способствовали активизации микробиологических процессов в летний период 2022 г. Согласно спектрофотометрическим исследованиям воды в Бурейском водохранилище, максимальное содержание растворённых OB_{254} , ароматических соединений OB_{275} и хромоформных компонентов OB_{365} зарегистрировано в придонной воде выше тела оползня на глубине 65 м (табл. 1), где происходит активная седиментация взвешенного материала.

Проведённые исследования показали значительный вклад СРБ в структуру МК водохранилища в зоне влияния оползня, особенно в заливах с большим количеством плавающей и затопленной древесины, которая при разложении выступает в качестве источника углерода (целлюлоза, гуминовые вещества) и метильных групп для метилирования ртути. При оценке экологического риска ртутного загрязнения водохранилища «Три ущелья» (КНР) установлено, что при факультативно-анаэробных условиях рост СРБ сопровождался активным метилированием ртути [25]. Доказано, что бактериобентос участвует в трансформации ОВ разного строения, суль-

Таблица 1 / Table 1

Характеристика состава воды в зоне влияния оползня / Water composition in the landslide impact zone

Места отбора проб воды Sample plots	Температура, °C Temperature, °C	Спектральная характеристика воды, ед. абсорбции / Spectral characteristics of the water, absorption units			Численность, КОЕ/мл Abundance, CFU/mL	
		254 нм / nm	275 нм / nm	365 нм / nm	КГБ CHB	СРБ SRB
Залив Первый / Pervyy Bay	19,7	0,260	0,207	0,049	141 ± 2	140 ± 4
Приток в залив Ср. Сандар Tributary to the Sredniy Sandar Bay	8,2	0,285	0,229	0,055	57 ± 14	24 ± 2
Залив Ср. Сандар Sredniy Sandar Bay	18,5	0,163	0,130	0,030	151 ± 12	282 ± 4
Выше канала, поверхностная Above the channel, surface	16,5	0,274	0,219	0,051	63 ± 14	34 ± 2
Ниже канала, поверхностная Below the channel, surface	17,1	0,343	0,277	0,071	100 ± 11	74 ± 5
Выше канала, придонная (65 м) Above the channel, bottom (65 m)	11,2	0,415	0,337	0,090	75 ± 4	80 ± 3
Ниже канала, придонная (33 м) Below the channel, bottom (33 m)	14,8	0,297	0,239	0,063	85 ± 3	66 ± 3

Примечание: КГБ – культивируемые гетеротрофные бактерии, СРБ – сульфатредуцирующие бактерии.
Note: CHB – cultivated heterotrophic bacteria, SRB – sulfate-reducing bacteria.

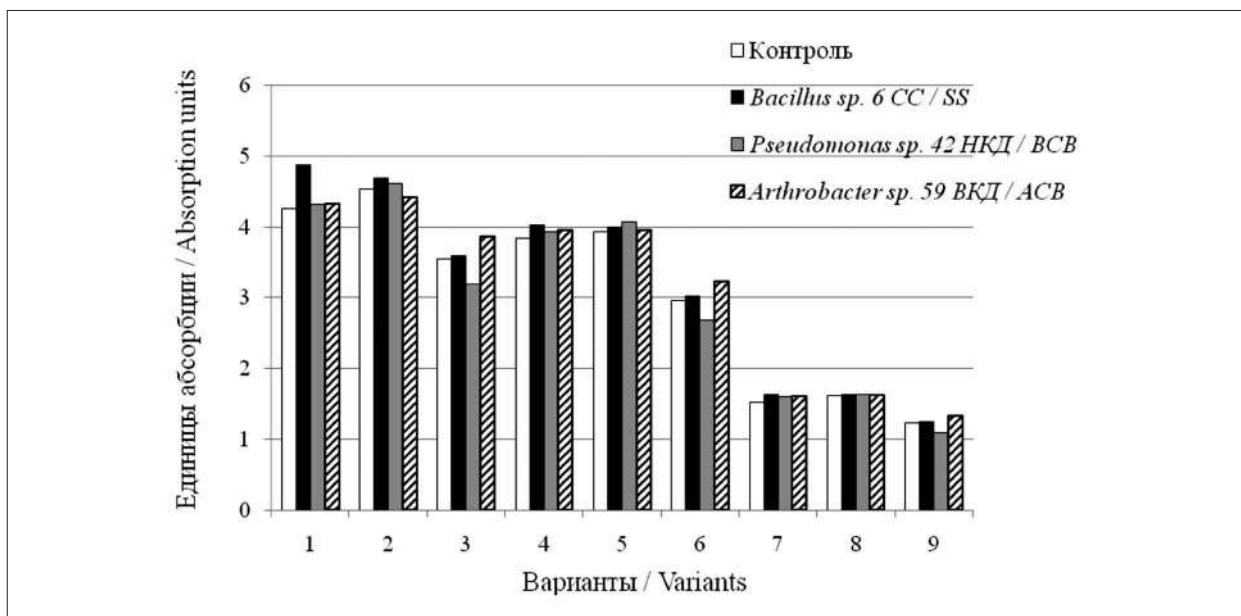


Рис. 2. Влияние разных концентраций ртути на изменение спектральных характеристик гумата натрия (ГNa) при его микробной трансформации: 1, 2, 3 – алифатические компоненты (254 нм); 4, 5, 6 – ароматические компоненты (275 нм); 7, 8, 9 – хромофорные группы (365 нм); 1, 4, 7 – ГNa без ртути; 2, 5, 8 – ГNa + 10 мг/л $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$; 3, 6, 9 – ГNa + 100 мг/л $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$

Fig. 2. The effect of different mercury concentrations on sodium humate (SH) spectral characteristics during its microbial transformation: 1, 2, 3 – aliphatic components (254 nm); 4, 5, 6 – aromatic components (275 nm); 7, 8, 9 – chromophoric groups (365 nm); 1, 4, 7 – SH mercury-free; 2, 5, 8 – SH with 10 mg/L $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$; 3, 6, 9 – SH with 100 mg/L $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$

фатредукции и миграции элементов, включая переход неорганических соединений ртути в метилртуть [26].

Оползень и поступившие с поверхностным стоком ОВ растительного происхождения становятся причиной эвтрофирования и повышения гумификации водохранилища. Установлено, что ГВ, выступая в роли источника углерода для бактерий, предоставляют органические лиганды, связывающие ионы ртути. В результате микробиологических процессов происходит метилирование ртути и изменяется её биодоступность [27]. В условиях эвтрофирования водохранилищ возникают предпосылки для активизации биогеохимического цикла ртути [28], поэтому повышается степень экологического риска образования токсичной метилртути.

Из проб воды с разных участков Бурейского водохранилища вокруг оползня выделено 62 штамма бактерий, которые активно росли на питательных средах в присутствии 10 мг/л соли ртути. Около 50 % из них оказались устойчивыми к 100 мг/л этой соли. Большинство из этих штаммов активно росли на агаризованных питательных средах разного состава в присутствии нитрата ртути. Для оценки влияния ртути на особенности микробного метаболизма, трудно минерализуемого ГNa были

отобраны три ртуть-резистентных штамма бактерий, из разных местообитаний: *Bacillus sp. 6CC* – изолирован из пробы воды, отобранной в заливе Средний Сандар; *Pseudomonas sp. 42 НКД* выделен из придонной воды ниже канала; *Arthrobacter sp. 59 ВКД* – из придонной воды выше канала. Они использовали ГNa в качестве источника углерода при росте на агаризованной питательной среде М9.

Согласно спектрофотометрическому анализу при отсутствии соли ртути максимальную активность в составе алифатической составляющей (вариант 1) микробной трансформации ГNa *in vitro* проявлял штамм *Bacillus sp. 6CC*, изолированный из залива Средний Сандар (рис. 2). При концентрации ртути 10 и 100 мг/л этот штамм сохранял свою активность относительно контроля (варианты 2, 3).

Два других штамма, изолированные из придонных вод, *Pseudomonas sp. 42 НКД* (ниже канала) и *Arthrobacter sp. 59 ВКД* (выше канала) при отсутствии ртути (варианты 1, 4 и 7) мало отличались своей активностью по отношению к разным компонентам (алифатическим, ароматическим и хромофорным) в растворе ГNa.

Штамм *Pseudomonas sp. 42 НКД* проявлял высокую ртуть-резистентность в присутствии 100 мг/л ртути и активно снижал в составе

культуральной жидкости (варианты 3, 6 и 9) содержание алифатических, ароматических и хромофорных компонентов, относительно контроля. Особенность метаболизма *Arthrobacter* sp. 59 ВКД состояла в накоплении этих компонентов в культуральной жидкости. Возможно, при участии штамма *Pseudomonas* sp. 42 НКД в придонных водах в ходе трансформации гуминовых веществ, их ароматическая составляющая способна оказать влияние на метилирование ртути. На примере бактерий из рода *Pseudomonas* установлено, что процесс метилирования ртути происходит в два этапа: сначала биометилирование, а затем – деме-тилирование. Доказано, что максимальный эффект метилирования достигается в условиях сульфатредукции [29].

Активность трансформации ГНа и ртуть резистентность штаммов из придонных слоёв воды, где происходит активная седиментация ОВ растительного происхождения, служат важной предпосылкой образования метилртути. В ранее опубликованных материалах подтверждается, что продукция метилртути в водохранилищах зависит от разложения растительных остатков и ОВ, присутствующих в затопленных почвах [30]. На продукцию метилртути влияют содержание ароматических групп [31] и прочные связи с другими функциональными группами CO, NH₂ и CN [32].

Оползень и поступившие с поверхностным стоком ОВ растительного происхождения становятся причиной эвтрофирования и повышения гумификации водохранилища. Установлено, что гуминовые вещества, выступая в роли источника углерода для бактерий, предоставляют органические лиганды, связывающие ионы ртути. В результате микробиологических процессов происходит метилирование ртути и изменяется её биодоступность [8]. В условиях эвтрофирования водохранилищ возникают предпосылки для активизации биогеохимического цикла ртути [14, 33], поэтому повышается степень экологического риска образования токсичной метилртути.

Оценка риска воздействия метилртути на гидробионтов в конкретных условиях требует новых методов прогнозирования последствий ртутного загрязнения и понимания сложности круговорота ртути в локальном масштабе [34]. Исследования водных и наземных экосистем указывают на долгосрочную стойкость ртути и сложные механизмы её циркуляции и трансформации в природных условиях [35].

Изменение ландшафта и геоморфологии береговой линии на Бурейском водохранили-

ще вокруг оползня приводят к существенным изменениям в биогеохимии водной среды и свидетельствуют об его уязвимости в результате изменения цикла ртути, особенно в контактной зоне вода–дно.

Заключение

Проведённые исследования показали, что на разных участках вокруг оползня формирование состава воды долгое время будет существенно зависеть от поступивших растительных остатков, их седиментации на дне, изменения уровня гумификации при инфильтрации воды сквозь тело оползня, активности микробных комплексов и ртуть резистентности их отдельных представителей. В качестве биоиндикаторов ртутного загрязнения Бурейского водохранилища в зоне влияния оползня выступают сульфатредуцирующие бактерии с повышенной резистентностью к соединениям ртути. Обнаруженная у выделенных штаммов резистентность к ртути и способность использовать ГВ в качестве источников углерода позволяет прогнозировать вероятность образования более токсичной метилртути вокруг тела оползня. Факторами потенциального риска могут выступать продукты микробной трансформации ГВ, включая летучие ароматические соединения. Многие из них сами по себе относятся к группе экотоксикантов, включая метилированные производные бензола, но также они являются донорами метильных групп при трансформации ртути в более токсичную биодоступную форму метилртути.

Исследования проведены с использованием ресурсов Центра коллективного пользования «Центр исследования минерального сырья» ХФИЦ ДВО РАН, финансируемого Российской Федерацией в лице Минобрнауки России по соглашению № 075-15-2025-621.

References

1. Lima A.C., Siyanda D., Wrona F.J. A roadmap for multiple stressors assessment and management in freshwater ecosystems // *Environ. Impact Assess. Rev.* 2023. V. 102. Article No. 107191. doi: 10.1016/j.eiar.2023.107191
2. Poikane S., Salas Herrero F., Kelly M.G., Borja A., Birk S., van de Bund W. European aquatic ecological assessment methods: a critical review of their sensitivity to key pressures // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 740. Article No. 140075. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140075
3. Thieme M., Birnie-Gauvin K., Opperman J.J., Franklin P.A., Richter H., Baumgartner L., Ning N., Vu A.V.,

- Brink K., Sakala M., O'Brien G.C., Petersen R., Tongchai P., Cooke S.J. Measures to safeguard and restore river connectivity // *Environ. Rev.* 2024. V. 32. No. 3. P. 366–386. doi: 10.1139/er-2023-0019
4. Amusan B.O., Adeleke S.O., Koleosho A.F. Assessment of the ecological status of an ancient reservoir using macroinvertebrate assemblage and water quality parameters // *JoBAZ.* 2024. V. 85. Article No. 32. doi: 10.1186/s41936-024-00384-8
5. Biney E.E., Gyamfi Ch., Karikari A.Y., Darko D. Reservoir ecological health assessment methods: a systematic review // *Ecol. Indic.* 2025. V. 171. No. 46. Article No. 113130. doi: 10.1016/j.ecolind.2025.113130
6. Pinto I., Rodrigues S., Lage O.M., Antunes S.C. Assessment of water quality in Aguieira reservoir: ecotoxicological tools in addition to the Water Framework Directive // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2021. V. 208. Article No. 111583. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111583
7. Zona D. Biogeochemistry: long-term effects of permafrost thaw // *Nature.* 2016. V. 537. No. 7622. P. 625–626. doi: 10.1038/537625a
8. Mazur R., Jakubiak M., Santos L. Environmental factors affecting the efficiency of water reservoir restoration using microbiological biotechnology // *Sustainability.* 2024. V. 16. No. 1. Article No. 266. doi: 10.3390/su16010266
9. O'Connor D., Hou D.Y., Ok Y.S., Mulder J., Duan L., Wu Q., Wang S., Tack F.M.G., Rinklebe J. Mercury speciation, transformation, and transportation in soils, atmospheric flux, and implications for risk management: a critical review // *Environ. Int.* 2019. V. 126. No. 9. P. 747–761. doi: 10.1016/j.envint.2019.03.019
10. Larson H.J. The Minamata Convention on Mercury: risk in perspective // *Lancet.* 2014. V. 383. No. 9913. P. 198–199. doi: 10.1016/S0140-6736(13)62000-0
11. Gorokhova A.G., Ivanov A.I., Yazynina N.A., Ermolaev S.E., Ferezanova M.V. Content of mercury in soils and biological objects of natural and technogenic territories // *Theoretical and Applied Ecology.* 2017. No. 4. P. 100–105 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2017-4-100-105
12. Fukuto J.M., Vega V.S., Works C., Lin J. The chemical biology of hydrogen sulfide and related hydroper-sulfides: interactions with biologically relevant metals and metalloproteins // *Current Opinion in Chemical Biology.* 2020. V. 55. P. 52–58. doi: 10.1016/j.cbpa.2019.11.013
13. Wang X., Lu J.Y., Fang J. Gut microbiota and mercury biotransformation: new perspectives on fish bio-accumulation in China // *Aquat. Toxicol.* 2025. V. 286. Article No. 107474. doi: 10.1016/j.aquatox.2025.107474
14. Peng X., Yang Y., Yang S., Li L., Song L. Recent advance of microbial mercury methylation in the environment // *Appl. Microbiol Biotechnol.* 2024. V. 108. No. 1. Article No. 235. doi: 10.1007/s00253-023-12967-6
15. Moiseenko T.I., Gashkina N.A., Dinu M.I., Kremleva T.A., Khoroshavin V.Yu. Aquatic geochemistry of small lakes: effects of environment changes // *Geochem. Int.* 2013. V. 51. No. 13. P. 1031–1148. doi: 10.1134/S0016702913130028
16. Liu Y., Zhi L., Zhou S., Xie F. Effects of mercury binding by humic acid and humic acid resistance on mercury stress in rice plants under high Hg/humic acid concentration ratios // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2020. V. 27. No. 15. P. 18650–18660. doi: 10.1007/s11356-020-08328-9
17. Makhinov A.N., Makhinova A.F., Levshina S.I. Estimation of soil cover loss due to water-ice tsunami and water quality in the landslide area in the Bureya reservoir // *Meteorologiya i gidrologiya.* 2020. No. 11. P. 64–73 (in Russian).
18. Zerkal O.V., Makhinov A.N., Kudymov A.V., Kharitonov M.E., Fomenko I.K., Barykina O.S. Bureya landslide on 11 December 2018. Conditions of the formation and features of the development mechanism // *GeoRisk World.* 2019. V. 13. No. 4. P. 18–30 (in Russian). doi: 10.25296/1997-8669-2019-13-4-18-303-4-18-30
19. Kondratyeva L.M., Litvinenko Z.N., Filippova G.M. Ecologic risk of volatile organic substances formation after great landslide // *Geokologiya. Inzhenernaya geologiya. Hidrogeologiya. Geokriologiya.* 2020. No. 3. P. 167–174 (in Russian). doi: 10.31857/S0869780920030030
20. Zakharov A., Zakharova L. The Bureya landslide recent evolution according to Spaceborne SAR interferometry data // *Remote Sens.* 2022. V. 14. No. 20. Article No. 5218. doi: 10.3390/rs14205218
21. Kumar S. Organic chemistry. Spectroscopy of Organic Compounds. Amritsar: Guru Nanak Dev University, 2006. 265 p.
22. Shirshova L.T., Gilichinsky D.A., Ostroumova N.V., Yermolaev A.M. Application of spectrophotometry for quantification of humic substances in the permafrost sediments // *Earth's Cryosphere.* 2015. V. 19. No. 4. P. 107–113 (in Russian).
23. Bergey's manual of Determinative Bacteriology / Eds. J.G. Holt, N.R. Krieg, P.H.A. Sneath, J.T. Staley, S.T. Williams. Moskva: Mir, 1997. V. 1. 432 p. V. 2. 368 p. (in Russian).
24. Kondratyeva L.M., Litvinenko Z.N., Andreeva D.V., Bashkurova A.S. Change in abundance and activity of micrococci in the area of influence of a large landslide at the Bureya reservoir // *Inland Water Biol.* 2021. V. 14. No. 3. P. 274–283. doi: 10.1134/S1995082921030081
25. Cao D., Chen W., Xiang Y., Mi Q., Liu H., Feng P.Y., Shen H., Zhang C., Wang Y., Wang D. The efficiencies of inorganic mercury bio-methylation by aerobic bacteria under different oxygen concentrations // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2021. V. 207. Article No. 111538. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111538
26. Liu J., Jiang T., Wang F., Zhang J., Wang D., Huang R., Yin D., Liu Z., Wang J. Inorganic sulfur and mercury speciation in the water level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China: the role of inorganic reduced sulfur on mercury methylation // *Envi-*

- ron. Pollut. 2018. V. 237. P. 1112–1123. doi: 10.1016/j.envpol.2017.11.045
27. Ran S., He T., Zhou X., Yin D. Effects of fulvic acid and humic acid from different sources on Hg methylation in soil and accumulation in rice // J. Environ. Sci. (China). 2022. V. 119. P. 93–105. doi: 10.1016/j.jes.2022.02.023
28. He T., Feng X., Guo Y., Qiu G., Li Z., Liang L., Lu J. The impact of eutrophication on the biogeochemical cycling of mercury species in a reservoir: a case study from Hongfeng Reservoir, Guizhou, China // Environ. Pollut. 2008. V. 154. No. 1. P. 56–67. doi: 10.1016/j.envpol.2007.11.013
29. Deng Q., Wu X., Wang Y., Liu M. Activity characteristics of sulfate reducing bacteria and formation mechanism of hydrogen sulfide // Appl. Ecol. Environ. Res. 2018. V. 16. No. 5. P. 6369–6383. doi: 10.15666/aer/1605_63696383
30. Feng X., Meng B., Yan H., Fu X., Yao H., Shang L. Biogeochemical cycle of mercury in reservoir systems in Wujiang River Basin, Southwest China. Singapore: Springer, 2018. 420 p. doi: 10.1007/978-981-10-6719-8
31. Waples J.S., Nagy K.L., Aiken G.R., Ryan J.N. Dissolution of cinnabar (HgS) in the presence of natural organic matter // Geochim. Cosmochim. Acta. 2005. V. 69. No. 6. P. 1575–1588. doi: 10.1016/j.gca.2004.09.029
32. Maia L.F.O., Hott R.C., Ladeira P.C.C., Batista B.L., Andrade T.G., Santos M.S., Faria M.C.S., Oliveira L.C.A., Monteiro D.S., Pereira M.S., Rodrigues J.L. Simple synthesis and characterization of L-cystine functionalized δ -FeOOH for highly efficient Hg(II) removal from contaminated water and mining waste // Chemosphere. 2019. V. 215. P. 422–431. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.072
33. Suresh K., Tang T., van Vliet M.T.H., Bierkens M.F.P., Stokal M., Sorger-Domenigg F., Wada Y. Recent advancement in water quality indicators for eutrophication in global freshwater lakes // Environ. Res. Lett. 2023. V. 18. Article No. 063004. doi: 10.1088/1748-9326/acd071
34. Hsu-Kim H., Eckley C.S., Achá D., Feng X., Gilmour CC., Jonsson S., Mitchell C.P.J. Challenges and opportunities for managing aquatic mercury pollution in altered landscapes // Ambio. 2018. V. 47. No. 2. P. 141–169. doi: 10.1007/s13280-017-1006-7
35. Kalisińska E., Łanocha-Arendarczyk N., Kosik-Bogacka D.I. Mercury, Hg // Mammals and birds as bio-indicators of trace element contaminations in terrestrial environments / Ed. E. Kalisińska. Cham: Springer, 2019. P. 593–653. doi: 10.1007/978-3-030-00121-6_17