

## РОЛЬ СУЛЬФАТРЕДУЦИРУЮЩИХ БАКТЕРИЙ БИОМОНИТОРИНГЕ РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Д.В. Андреева, Л.М. Кондратьева

*Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, ул. Дикопольцева, 56, г. Хабаровск, 680 000, Россия.  
E-mail: freckles2008@yandex.ru*

Биомониторинг является одним из важных этапов последовательного изучения устойчивого развития водных экосистем и их биологического разнообразия. На фоне глобального воздействия на гидросферу возникает потребность в выборе приоритетных показателей и методов определения экологического риска при загрязнении речных экосистем. Вновь поступающие вещества вовлекаются в сложные биогеохимические процессы в толще воды, мигрируют в составе взвесей или оседают на дно. В период ледостава особое место занимают криогенные биохимические процессы, происходящие во льдах. Микробиологические исследования р. Амур в районе г. Хабаровска показали, что качество воды существенно отличалось в зимний период. В подледной воде и льдах, отобранных у берегов, на протяжении многих лет регистрируется разный состав органических веществ (ОВ). После наводнений (2013, 2019 гг.) в отдельных слоях льда зафиксирована высокая численность сульфатредуцирующих бактерий, влияющих на динамику трансформации природных и антропогенных веществ. Это связано с тем, что в районе г. Хабаровска в период формирования ледового покрова, вдоль левого берега распространяются гумифицированные ОВ, поступающие из Зейского и Бурейского водохранилищ при технологических сбросах воды и с затопляемой поймы, а вдоль правого берега – воды, загрязненные ОВ преимущественно антропогенного характера. Многолетние исследования потенциальной активности сульфатредуцирующих бактерий в Амуре и его протоках (Амурская, Пемзенская) позволяют прогнозировать формирование сероводородных зон и вероятность метилирования ртути при широком диапазоне температур. Показатель устойчивости криомикробиоценозов к высоким концентрациям ртути можно использовать для ретроспективной оценки экологического риска ртутного загрязнения рек в период ледостава.

## THE ROLE OF SULFATE-REDUCING BACTERIA IN BIOMONITORING OF RIVER ECOSYSTEMS

D.V. Andreeva, L.M. Kondratyeva

*Institute of Water and Ecology Problems FEB RAS, 56 Dikopoltsev St., Khabarovsk, 680 000, Russia.  
E-mail: freckles2008@yandex.ru*

Biomonitoring is one of the important stages in the consistent study of the sustainable development of aquatic ecosystems and their biological diversity. Against the background of the global impact on the hydrosphere, there is a need to select priority indicators and methods for determining the environmental risk in case of pollution of river ecosystems. Newly arriving substances are involved in complex biogeochemical processes in the

water column, migrate as part of suspensions, or settle to the bottom. During the freezing period, a special place is occupied by cryogenic biochemical processes occurring in ice. Microbiological studies of the Amur River near the city of Khabarovsk showed that the water quality differed significantly in winter. In the under-ice water and ice sampled off the coast, a different composition of organic matter (OM) has been recorded for many years. After the floods (2013, 2019), a high number of sulfate-reducing bacteria was recorded in individual ice layers, which affect the dynamics of the transformation of natural and anthropogenic substances. This is due to the fact that in the area of Khabarovsk, during the period of ice cover formation, humified OM spreads along the left bank, coming from the Zeya and Bureya reservoirs during technological discharges of water and from the floodplain, and along the right bank – waters contaminated with OM, mainly anthropogenic character. Long-term studies of the potential activity of sulfate-reducing bacteria in the Amur and its channels (Amurskaya, Pemsenskaya) make it possible to predict the formation of hydrogen sulfide zones and the likelihood of mercury methylation over a wide temperature range. The indicator of resistance of cryomicrobial communities to high concentrations of mercury can be used for a retrospective assessment of the environmental risk of mercury pollution of rivers during the freeze-up period.

### Введение

Важнейшей составляющей экологического мониторинга окружающей среды является биомониторинг – система наблюдений, оценки и прогноза различных изменений в речных экосистемах, через ответные реакции отдельных видов, популяций или сообществ организмов, вызванных природными и антропогенными факторами. Биомониторинг делает возможной прямую оценку качества среды и является одним из уровней последовательного процесса изучения устойчивого развития экосистем. Экологическое состояние водных экосистем можно оценить по химическому составу воды, взвешенных веществ, донных отложений и льда, а также по гидробиологическим показателям. При мониторинге пресноводных экосистем возрастает роль комплексных работ, в которых одновременно привлекаются несколько групп гидробионтов (Varinova et al., 2015). Благодаря таким работам стало возможным провести ранжирование гидробионтов «по чувствительности» к уровню токсичности водной среды: инфузории > цериодафнии > дафнии > гидры > макрофиты > личинки лягушек > рыбы. Кроме исследования численности и структуры популяций, сообществ используются биохимические и физиологические характеристики планктонных и бентосных организмов. Однако менее всего внимания уделяется микроорганизмам – редуцентам, которые поддерживают баланс в продукционно-деструкционных процессах экосистем.

Микроорганизмы являются биоиндикаторами, которые наиболее быстро реагируют на изменение окружающей среды. Их численность и активность находятся в прямой взаимосвязи с составом органических веществ (ОВ) в среде, так как микроорганизмы осуществляют процессы трансформации и деструкции этих веществ при разном сочетании абиотических факторов. При евтрофировании водных экосистем вовлечение ОВ в биогеохимические процессы сопровождается активным потреблением кислорода и процессом сульфатредукции в придонных слоях воды и донных отложениях, в котором принимают участие сульфатредуцирующие бактерии (Леонов, Чичерина, 2008; Соколова, 2010; Muyzer, Stams, 2008). В результате активизации процессов сульфатредукции ухудшается санитарно-экологическая обстановка на отдельных участках реки за счет образования сероводородных зон, что оказывает негативное влияние на жизнедеятельность гидробионтов, часто приводя к их массовой гибели (Титова и др., 2017). Кроме участия в глобальных биогеохимических циклах серы и углерода, сульфатредуцирующие микроорга-

низмы играют существенную роль в изменении биодоступности и повышении токсичности ртути при ее переходе в метилированную форму. На примере представителей родов *Desulfovibrio* и *Desulfomicrobium* было показано, что продукция метилртути в природных экосистемах зависит от присутствия у бактерий генов, кодирующих восстановление сульфата (Roh et al., 2006). Микроорганизмы, участвующие в метилировании ртути, занимают разнообразные экологические ниши, включая пресноводные экосистемы, тропические и арктические моря, подземные воды, болота, многолетнюю мерзлоту и почвы рисовых полей, на которых часто используют ртутьсодержащие пестициды (Gilmour et al., 2013). Они обеспечивают глобальные масштабы метилирования ртути как в аэробных условиях, так и при лимите кислорода (Shao et al., 2012; Petrus et al., 2015; Podar et al., 2015). В результате биогеохимических процессов, включая микробиологическую деструкцию растительных остатков и гуминовых веществ почв, происходит метилирование ртути, возрастают ее миграционная способность и интенсивность накопления гидробионтами. Эффект накопления ртути в разных органах организмов различного трофического уровня проявляется в виде пролонгированных рисков даже при ее низких концентрациях в среде обитания (Sonne et al., 2007; Zhao et al., 2018).

Во многих регионах экологический мониторинг проводится только в период открытой воды, крайне редко определяется качество воды во время ледостава. Однако, лед является важным компонентом речных экосистем и в нем происходят сложные криогенные процессы. Неоднородность химического состава речного льда – интегральный результат целого комплекса фундаментальных факторов льдообразования (Махинов и др., 2018). В толще льда происходит трансформация органических веществ и изменение миграционной способности многих элементов (Кипер и др., 2017). Специфическая роль принадлежит микробным сообществам – криомикробоценозам (КМ). Они участвуют в деструкции автохтонных и аллохтонных органических веществ (ОВ), содержащихся в воде и взвеси, способствуют миграции биогенных элементов, влияют на изменение структуры биоценозов и выступают в качестве индикаторов антропогенного загрязнения водных экосистем. Послойное исследование кернов льда позволяет проанализировать динамику качества воды в водных экосистемах в период ледостава, зафиксировать случаи аварийных поступлений токсичных веществ, вероятность их миграции и трансформации не только в водной среде, но и в толще льда.

Биоиндикационная роль криомикробоценозов была показана при оценке характера загрязнения р. Амур в районе г. Хабаровска в период ледостава 2000–2001 гг. Были выявлены ярко выраженные ответные реакции микроорганизмов на комплексное воздействие различных природных и антропогенных факторов: биогенных (развитие водорослей в контактной зоне вода-лед) и абиогенных (присутствие во льдах токсичных примесей ОВ и тяжелых металлов) (Кондратьева, 2010).

Впервые трансграничное загрязнение р. Амур в период ледостава было доказано в 2005 г. после техногенной аварии в Китае. Высокая численность гетеротрофных бактерий (ГБ) была установлена у правого берега в зоне влияния стока р. Сунгари в слоях льда, где были сосредоточены ароматические углеводороды (Кондратьева, Фишер, 2012). Установлены корреляционные связи между характером загрязнения воды и льда летучими ОВ и присутствием криомикробоценозов.

Изменение общей численности ГБ, наряду с высокой численностью СРБ часто обусловлено высоким содержанием ОВ в воде, принимающей участие в формировании конкретного слоя льда. Особое место занимает речной детрит, который способствует развитию СРБ в толще льда. Установлено, что содержание детрита

в толще льда повышается во время зимних сбросов гумифицированных вод из Зейского и Бурейского водохранилищ (Андреева, Кондратьева, 2019). Подтверждение было получено в период ледостава 2013–2014 гг. после крупного наводнения. Существенное увеличение численности СРБ обнаружили в керне льда, отобранном у правого берега. Максимальная численность СРБ была отмечена у левого берега в слое льда 70–117 см с высоким содержанием детрита.

Исследования биогеохимических процессов с участием сульфатредуцирующих бактерий, происходящих в контактных зонах вода–дно и вода–лед чрезвычайно актуальны для оценки экологического состояния водных экосистем и прогнозирования возможных экологических рисков, особенно в период ледостава. Известно, что формирование ледяного покрова происходит постепенно, и в процессы криогенеза вовлекаются природные воды различного состава. Поэтому наиболее информативным является послойное исследование льдов. Это позволяет проанализировать не только динамику качества воды в период ледостава, но и зафиксировать случаи аварийных поступлений токсичных веществ, вероятность их трансформации не только в водной среде, но и непосредственно в толще льда.

Цель работы: показать биоиндикационную роль сульфатредуцирующих бактерий в многолетнем мониторинге загрязнения р. Амур органическими веществами в период ледостава.

### Материалы и методы

Бассейн р. Амур представляет собой крупнейшую трансграничную систему, расположенную на территории России, Китая, Монголии и КНДР. Долина Амура образовалась в результате эрозионных процессов, общее направление которых обусловлено тектоническими процессами. По особенностям ее строения выделяют три основных участка: Верхний Амур (до устья Зеи, его длина 883 км), Средний (до впадения Уссури, 995 км) и Нижний (до Амурского лимана, 966 км). В долине Нижнего Амура русло реки подвергается наиболее сильному антропогенному воздействию особенно вблизи городов Хабаровск, Комсомольск-на-Амуре и Амурск. В бассейне р. Сунгари, самого крупного притока Амура, введен в строй комплекс гидротехнических сооружений, включающий в себя водохранилища различного назначения, построены целлюлозно-бумажные, химические и нефтехимические предприятия, освоены заболоченные земли. Это способствует поступлению в р. Амур значительного количества органических веществ различного происхождения, биогенных и токсичных элементов.

Лед отбирали кольцевым буром с внутренним диаметром 16 см в периоды ледоставов 2012–2019 гг. во время комплексных экспедиций сотрудников лаборатории гидрологии и гидрогеологии Института водных и экологических проблем ДВО РАН. Для химического и микробиологического анализов использовали расплавы разных слоёв льда, отобранного по поперечному профилю р. Амур в районе железнодорожного моста г. Хабаровск и в крупных протоках (Амурская, Пемзенская). Толщину слоев льда оценивали по его гетерогенности: прозрачность, мутность, присутствию примесей и др. Численность культивируемых гетеротрофных бактерий (КГБ) определяли методом предельных разведений на агаризованной питательной среде (рыбо-пептонный агар разбавленный в 10 раз), а сульфатредуцирующих бактерий (СРБ) методом глубинного посева 1 мл расплава льда в агаризованную среду Постгейта. Активность роста и адаптацию СРБ к ртутному загрязнению оценивали по изменению оптической плотности (ОП) культуральной жидкости

при 600 нм на фотометре КФК-3-01. Культивирование проводили в жидкой среде с лактатом Са. В качестве добавки вносили водорастворимую соль ртути ( $\text{HgNO}_3$ ) в концентрациях 0,0005 ( $\text{Hg1}$ ) и 0,001 мг/л ( $\text{Hg2}$ ). Суммарное содержание растворенных ОВ в расплавах льда, после отделения взвесей определяли спектрофотометрическим методом при 254 нм (Shimadzu UV-3600) и выражали в виде спектрального коэффициента абсорбции (SAC254, ед. абс.). Анализы выполнены в Центре коллективного пользования научным оборудованием при ИВЭП ДВО РАН.

### Результаты и обсуждение

Сульфатредуцирующих бактерий традиционно считали индикаторами лимита кислорода и образования сероводородных зон в придонных слоях воды, особенно в водоемах со стоячей или слабо проточной водой (озера, водохранилища, болота). Однако СРБ могут развиваться при различном содержании кислорода, они способны использовать сульфаты как акцепторы водорода, а донорами электронов органические соединения – лактат, ацетат, пропионат, бутират, формиат, этанол, высшие жирные кислоты. Многие из них образуются при разложении растительного детрита.

При микробиологическом исследовании льда в р. Амур, Амурской и Пемзенской протоках в течение трех лет (2017–2019 гг.) была показана его высокая гетерогенность по распределению органических веществ и численности индикаторных групп микроорганизмов. В Амурской и Пемзенской протоках высокую численность сульфатредуцирующих и гетеротрофных микроорганизмов наблюдали в нижних слоях льда по всему поперечному профилю водотоков. В Амурской протоке максимальная численность СРБ зафиксирована в 2019 г. в нижних слоях льда у правого берега и на середине протоки. Следует отметить, что высокая численность микроорганизмов всегда коррелировала с высоким содержанием растворенных ОВ в слоях льда (табл. 1). В Пемзенской протоке максимальная численность индикаторных групп микроорганизмов также зарегистрирована в 2019 г., но у левого берега в нижних слоях льда на фоне высокого содержания растворенных ОВ (табл. 1). Это свидетельствует об особенностях пространственного распространения органических веществ с водными массами в этих протоках в период формирования ледового покрова. Согласно проведенным исследованиям характер загрязнения льда в р. Амур существенно отличался по годам, по поперечному профилю (от левого до правого берега) и по слоям (табл. 2). Причем, содержание органических веществ, численность СРБ и КГБ были намного выше, чем в протоках. Так в 2017 г. выделялся нижний слой (59–75 см) из керна льда, отобранного у правого берега р. Амур. В этом слое льда зарегистрировано высокое содержание растворенных ОВ и высокая численность КГБ. В 2018 г. максимальная численность СРБ и КГБ зарегистрирована в поверхностных и средних слоях керна льда, отобранного у левого берега р. Амур. У правого берега выделялся средний слой (40–60 см) с высокой численностью индикаторных организмов и высоким содержанием растворенных ОВ. В 2019 г. в кернах льда, отобранном у правого берега р. Амур ниже железнодорожного моста, были обнаружены слои льда (59–75, 76–92 см) с максимальной численностью сульфатредуцирующих, гетеротрофных бактерий и с высоким содержанием растворенных ОВ (табл. 2). В этих расплавах льда присутствовали частицы детрита, которые обеспечивали микробные комплексы значительным содержанием органических веществ различного строения. При активизации процессов деструкции ОВ формировались условия для развития сульфатредуцирующих бактерий. Можно предположить, что в 2019 г. в период формирования ледового покрова вдоль правого берега в районе

Таблица 1

**Численность эколого-физиологических групп микроорганизмов и содержание растворенных органических веществ во льдах Амурской и Пемзенской протоков**

Места отбора проб	Слой, см	СРБ, КОЕ/мл	КГБ, КОЕ/мл	Содержание ОВ, ед. абс.
2017 г. Амурская протока				
Правый берег	0–12	78,0	160,2	0,068
	13–106	74,7	145,3	0,075
Середина	0–15	58,7	230,6	0,168
	15–98	98,2	310,8	0,235
	98–107	<b>120,3</b>	<b>425,3</b>	<b>0,508</b>
Левый берег	0–25	132,7	330,2	0,378
	51–90	41,3	120,5	0,158
	91–96	<b>174,7</b>	<b>410,5</b>	<b>0,450</b>
2018 г. Амурская протока				
Правый берег	0–15	125,2	258,3	0,213
	40–80	<b>156,0</b>	<b>270,2</b>	<b>0,256</b>
Середина	0–15	167,3	210,0	0,278
	80–100	<b>180,4</b>	<b>295,3</b>	<b>0,312</b>
Левый берег	0–15	135,2	217,2	0,184
	60–80	<b>268,4</b>	<b>356,3</b>	<b>0,352</b>
2019 г. Амурская протока				
Правый берег	0–20	223,2	362,2	0,259
	50–70	<b>406,0</b>	<b>470,4</b>	<b>0,412</b>
Середина	0–20	242,3	325,3	0,265
	40–60	<b>376,4</b>	<b>472,2</b>	<b>0,346</b>
Левый берег	0–20	187,4	286,2	0,112
	60–90	268,2	295,3	0,254
2017 г. Пемзенская протока				
Правый берег	0–20	356,0	473,5	0,250
	37–52	586,3	625,0	0,302
	79–100	<b>732,0</b>	<b>815,2</b>	<b>0,421</b>
Середина	0–20	236,2	284,0	0,126
	20–40	278,4	327,5	0,157
	40–70	<b>325,0</b>	<b>386,4</b>	<b>0,221</b>
Левый берег	0–25	234,2	295,2	0,282
	26–35	376,0	421,6	0,324
	36–70	<b>558,4</b>	<b>624,3</b>	<b>0,382</b>
2018 г. Пемзенская протока				
Правый берег	0–15	257,0	350,0	0,125
	30–70	<b>545,0</b>	<b>736,0</b>	<b>0,475</b>
Середина	0–15	312,2	383,3	0,231
	40–70	375,0	420,0	0,289
Левый берег	0–15	382,0	512,0	0,359
	30–60	<b>760,0</b>	<b>875,0</b>	<b>0,578</b>
2019 г. Пемзенская протока				
Правый берег	0–20	342,3	475,7	0,326
	30–70	<b>575,2</b>	936,2	<b>0,563</b>
Середина	0–20	254,2	325,3	0,235
	40–70	415,3	530,5	0,412
Левый берег	0–20	557,2	673,5	0,557
	30–60	<b>836,2</b>	<b>1256,2</b>	0,874

Таблица 2

**Численность эколого-физиологических групп микроорганизмов и содержание растворенных органических веществ во льдах р. Амур ниже ж/д моста г. Хабаровска**

Места отбора проб	Слой, см	СРБ, КОЕ/мл	КГБ, КОЕ/мл	Содержание ОВ, ед. абс.
2017 г.				
Правый берег	0–31	1185,3	1357,3	0,598
	32–58	2518,0	2945,8	0,640
	59–75	<b>3506,3</b>	<b>3925,3</b>	<b>0,782</b>
Середина	0–25	1373,7	1542,3	0,525
	26–50	1388,3	1568,4	0,558
	78–98	45,7	123,0	0,093
Левый берег	0–28	<b>747,7</b>	<b>1045,2</b>	<b>0,352</b>
	51–62	147,3	267,4	0,220
	76–90	47,3	65,2	0,102
2018 г.				
Правый берег	0–20	256,2	452,0	0,075
	40–60	<b>2560,0</b>	<b>3730,0</b>	<b>0,685</b>
	70–90	286,5	358,2	0,080
Середина	0–20	270,5	410,0	0,083
	30–60	322,4	492,3	0,088
	70–80	436,4	585,2	0,090
Левый берег	0–20	<b>3754,2</b>	<b>5260,0</b>	<b>0,720</b>
	30–50	<b>5325,0</b>	<b>6895,3</b>	<b>0,815</b>
	60–80	448,2	565,0	0,089
2019 г.				
Правый берег	0–30	265,3	133,3	0,035
	31–58	348,7	466,7	0,050
	59–75	<b>25 500,0</b>	<b>76 666,7</b>	<b>0,850</b>
	76–92	<b>32 000,0</b>	<b>63 000,0</b>	<b>0,734</b>
	93–110	87,7	220,0	0,045
Середина	0–20	125,7	85,3	0,076
	66–85	< 10,0	не обн.	0,054
	86–104	не обн.	не обн.	0,040
	100–110	40,0	не обн.	0,065
Левый берег	0–10	15,3	26,7	0,076
	30–35	235,7	<b>1190,0</b>	<b>0,320</b>
	36–50	318,3	503,3	0,108
	51–58	<b>1585,7</b>	<b>2333,3</b>	<b>0,543</b>
	59–83	218,3	226,7	0,095
	84–115	21,7	36,7	0,045

железнодорожного моста распространялись сточные воды г. Хабаровска, возможно незарегистрированного аварийного сброса. Также это может быть связано с трансграничным поступлением загрязненных органическими стоками вод р. Сунгари с высокой численностью гетеротрофных микроорганизмов. Значительную долю среди них составляли сульфатредуцирующие бактерии, способные продуцировать сероводород в толще льда. По сравнению с керном льда, отобранном в р. Амур у правого берега, на середине реки встречался самый чистый лед. Именно на середине реки в период формирования ледового покрова в течение длительного времени наблюдали минимальное содержание органических веществ. Фактически в течение

всего периода формирования толщи льда от 66 до 110 см за счет вод Верхнего и Среднего Амура, в нем отсутствовали гетеротрофные бактерии и крайне редко встречались единичные клетки СРБ.

### ***Микробиологическая индикация ртутного загрязнения***

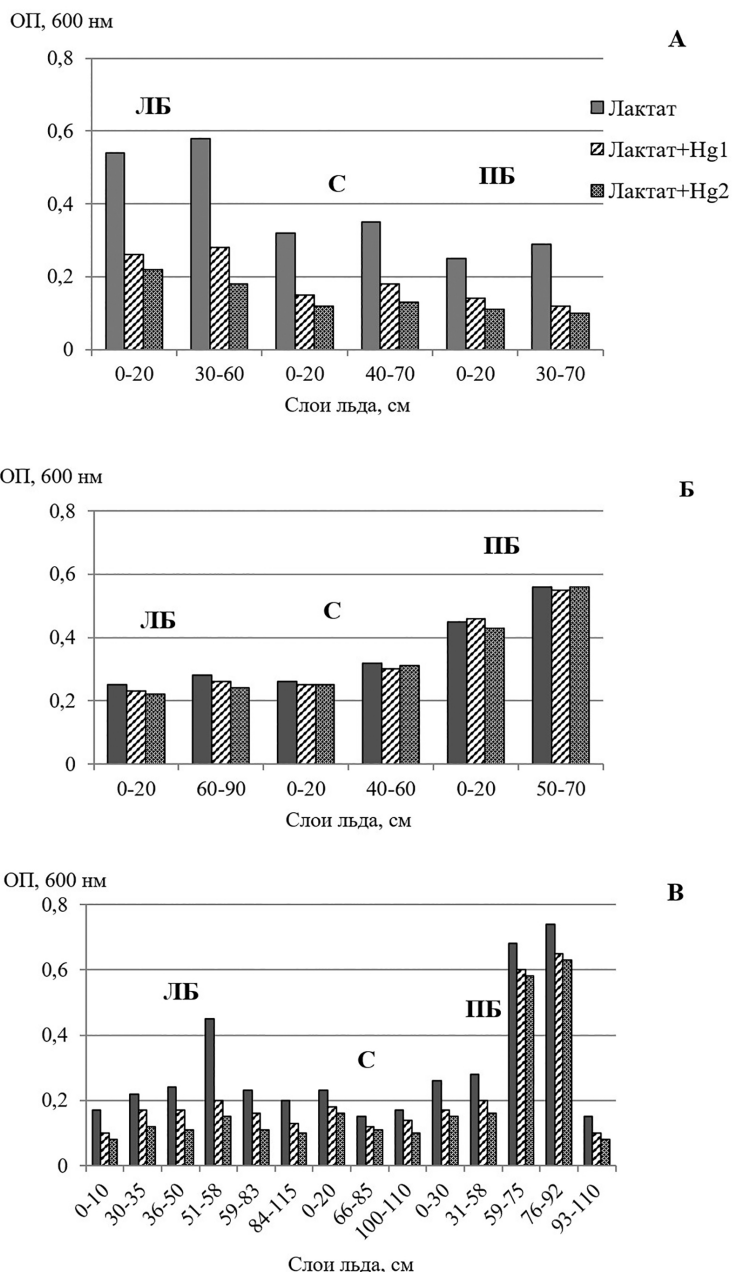
Многолетние исследования льда в р. Амур показали, что кроме послыйного изменения его химического состава, в толще льда наблюдали неравномерное распределение устойчивых к тяжелым металлам микроорганизмов. Установлена связь между численностью отдельных групп криомикробоценозов (КМ), загрязнением льда азотсодержащими ОВ, ароматическими соединениями фенольного ряда и ионами тяжелых металлов (Кондратьева, 2010; Кондратьева и др., 2018). Ранее повышенная резистентность КМ к ионам ртути была отмечена на трансграничном участке р. Амур ниже устья р. Сунгари (правобережный приток с территории КНР). По данным китайских исследователей в этой реке неоднократно фиксировали ртутное загрязнение (Zhang et al., 2010). Гетеротрофные бактерии, выделенные из льда в зоне влияния речного стока с китайской территории, были устойчивыми к высоким концентрациям солей ртути, свинца и кадмия (до 0,1 г/л). На контрольном створе выше стока р. Сунгари рост КМ ингибировали более низкие концентрации этих металлов (0,001 г/л).

После наводнения 2013 г. максимальным адаптационным потенциалом к ртутному загрязнению отличались криомикробоценозы из слоя льда 70–117 см, отобранного в основном русле реки Амур в 272 м от левого берега, где распространяются воды левобережного притока – реки Буреи. Следует отметить, что в этом слое льда с повышенным содержанием детрита, была установлена максимальная концентрация ртути. Рост КМ на лактате в присутствии ртути (0,0005 и 0,001 мг/л) фактически не отличался от контрольного варианта. На других участках основного русла реки Амур рост КМ на лактате был слабее, однако ингибирования ртутью не наблюдали. В Пемзенской протоке при более низком содержании растворенных ОВ установлена максимальная численность КГБ и высокая численность СРБ в слое льда 60–85 см, сопоставимая с численностью в уникальном слое льда в основном русле Амура. Это может быть связано с тем, что часть водных масс р. Амур поступает в Пемзенскую протоку.

Интересная закономерность отмечена при исследовании льда в Амурской протоке, в которую поступает сток реки Уссури с территории КНР. Содержание ОВ в расплавах льда было сопоставимым с их показателями в расплавах льда Пемзенской протоки. Однако был выявлен феномен ртутного стимулирования роста на лактате КМ из поверхностного слоя льда, отобранного у правого берега, при обеих концентрациях ртути. Ранее неоднократно фиксировали повышенное содержание ртути в воде именно у правого берега, на нем расположены рисовые поля, которые могут обрабатываться ртутьсодержащими пестицидами. Такая реакция стимулирования роста КМ повышенными концентрациями ртути может быть связана с хроническим загрязнением Амурской протоки.

Исследования, проведенные в период ледостава 2018–2019 гг. показали, что в зависимости от местообитания, криомикробоценозы оказались в различной степени устойчивыми к выбранному диапазону концентраций ртути 0,0005–0,001 мг/л (рис. 1). Эти концентрации ртути ингибировали рост криомикробоценозов из всех кернов льда, отобранных по поперечному профилю Пемзенской протоки (рис. 1А), но фактически не оказывали влияния на резистентность СРБ из разных слоев льда





**Рис. 1.** Ртутьрезистентность сульфатредуцирующих бактерий из разных слоев льда Хабаровского водного узла: А – Пемзенская протока; Б – Амурская протока; В – р. Амур ниже ж/д моста г. Хабаровск (ЛБ – левый берег, С – середина, ПБ – правый берег).

в Амурской протоке (рис. 1Б). Причем в керне льда, отобранном у правого берега, подтверждена повышенная активность СРБ на лактате, а устойчивость ко ртути была выше, чем в других кернах. В основном русле р. Амур повышенной устойчивостью к загрязнению ртутью обладали СРБ из керна льда, отобранного у правого берега в слоях льда 59–92 см (рис. 1В). В этом случае эффект устойчивости к ртутному загрязнению может быть связан с влиянием стока Амурской протоки (фактически р. Уссури) и водных масс, распространяющихся в период формирования ледового покрова из р. Сунгари.

Согласно проведенным исследованиям микробиологическая индикация позволяет определить загрязнение водных масс в период формирования ледового покрова ОВ различного строения и ионами тяжелых металлов, включая токсичную ртуть. Экспериментальные данные показали, что ртуть в выбранном диапазоне концентраций (0,0005–0,001 мг/л) способна оказывать влияние на развитие СРБ на субстратах растительного генезиса, в частности на лактате. В зависимости от места отбора кернов льда, соли ртути могут ингибировать или стимулировать активность сульфатредуцирующих бактерий, в зависимости от их адаптационного потенциала к хроническому ртутному загрязнению.

### Заключение

Учитывая трансграничный характер проблемы ртутного загрязнения р. Амур, следует расширить программу совместного российско-китайского мониторинга, включая период ледостава. Необходимо проводить послойное исследование льда не только в основном русле р. Амур, а также в Амурской протоке, на качество воды в которой влияет сток реки Уссури.

Сульфатредуцирующие бактерии донных отложений и толщи льда рекомендуется использовать для сезонного мониторинга загрязнения водных экосистем промышленными стоками с высоким содержанием органических веществ и токсичных элементов, включая ртуть.

Согласно результатам многолетнего мониторинга состояния толщи льда в районе Хабаровского водного узла установлена повышенная устойчивость сульфатредуцирующих бактерий к содержанию ртути в пределах 5–10 ПДК. Максимальной устойчивостью отличались криомикробоценозы в период формирования средних слоев льда в основном у правого берега под влиянием стока рек Сунгари и Уссури. Устойчивость СРБ к ртутному загрязнению определяет возможность их участия в метилировании ртути в донных отложениях и льдах, изменению ее подвижности и токсичности для гидробионтов, повышению уровня экологического риска.

### Благодарности

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема: Динамика природных и природно-хозяйственных систем в условиях освоения Приамурья и Приохотья, № 121021 500 060-4).

### Литература

- Андреева Д.В., Кондратьева Л.М. 2019. Сульфатредуцирующие бактерии – индикаторы экологического состояния реки Амур // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. Вып. 8. С. 5–13.
- Кипер Р.А., Кондратьева Л.М., Голубева Е.М. 2017. Биогеохимические аспекты условий метилирования ртути во льдах реки Амур // Криосфера Земли. Т. XXI. № 2. С. 25–32.
- Кондратьева Л.М. 2010. Геоэкологические исследования речного льда // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. № 6. С. 511–520.
- Кондратьева Л.М., Фишер Н.К. 2012. Микробиологические исследования льдов рек Амур и Сунгари // Криосфера Земли. Т. XVI. № 1. С. 82–93.
- Кондратьева Л.М., Андреева Д.В., Голубева Е.М. 2018. Факторы, влияющие на процессы сульфатредукции и метилирования ртути во льдах реки Амур // Лед и снег. Т. 58. № 1. С. 105–116.
- Леонов А.В., Чичерина О.В. 2008. Сульфатредукция в природных водоемах. 1. Влияние факторов среды и измеренные скорости процесса // Водные ресурсы. Т. 35. № 4. С. 438–455

- Махинов А.Н., Ким В.И., Матвеев Д.В. 2018.** Строение и многолетняя динамика ледяного покрова в нижнем течении реки Амур // Лёд и снег. Т. 58. № 1. С. 117–126.
- Соколова Е.А. 2010.** Влияние температуры на развитие сульфатредуцирующих бактерий в экспериментальных и полевых условиях в зимний период // Сибирский экологический журнал. № 6. С. 865–869.
- Титова К.В., Кокрятская Н.М., Жибарева Т.А. 2017.** Процесс сульфатредукции в пресноводных озерах (Белое, Нижнее, Святое) Коношского района Архангельской области // Вестник Московского гос. областного ун-та. Серия: Естественные науки. № 4. С. 123–134.
- Barinova S.S., Medvedeva L.A., Kondratieva L.M., and Shesterkin V.P. 2015.** Bio-indication in the Amur River, Russian Far East // Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences. V. 6(1) P. 1171–1187.
- Gilmour C.C., Podar M., Bullock A.L., Graham A.M., Brown S.D., Somenahally A.C., Johs A., Hurt Jr. R.A., Bailey K.L., Elias D.A. 2013.** Mercury methylation by novel microorganisms from new environments // Environmental Science and Technology. Vol. 47. N 20. P. 11 810–11 820.
- Muyzer G., Stams A. 2008.** The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria // Nature reviews microbiology. Vol. 6. P. 441–454.
- Petrus A., Rutner C., Liu S., Wang Y., Wiatrowski H. 2015.** Mercury reduction and methyl mercury degradation by the soil bacterium *Xanthobacter autotrophicus* Py2 // Applied and Environmental Microbiology. Vol. 81(22). P. 7833–7838.
- Podar M., Gilmour C.C., Brandt C.C., Soren A., Brown S.D., Crable B.R., Palumbo A.V., Somenahally A.C., Elias D.A. 2015.** Global prevalence and distribution of genes and microorganisms involved in mercury methylation // Science Advances. Vol. 1. N 9. P. 1–12.
- Roh Y., Gao H., Vali H., Kennedy D.W., Yang Z.K., Gao W., Dohnalkova A.C., Stapleton R.D., Moon J.-W., Phelps T.J., Fredrickson J.K., Zhou J. 2006.** Metal reduction and iron biomineralization by a psychrotolerant Fe(III)-reducing bacterium, *Shewanella* sp. Strain PV-4 // Applied and Environmental Microbiology. Vol. 72. N 5. P. 3236–3244.
- Shao D., Kang Y., Wu S., Wong H. 2012.** Effects of sulfate reducing bacteria and sulfate concentrations on mercury methylation in freshwater sediments // Science of the Total Environment. Vol. 424. P. 331–336.
- Sonne C., Dietz R., Leifsson P., Asmund G., Born E., Kirkegaard M. 2007.** Are liver and renal lesions in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*) associated with high mercury levels? // Environmental Health: A Global Access Science Source. Vol. 6. P. 11.
- Zhang Z.S., Sun X.J., Wang Q.C. 2010.** Recovery from mercury contamination in the Second Songhua River, China // Water, Air and Soil Pollution. Vol. 211. P. 219–229.
- Zhao G., Sheng Y., Wang C., Yang J., Wang Q., Chen L. 2018.** In situ microbial remediation of crude oil-soaked marine sediments using zeolite carrier with a polymer coating // Marine Pollution Bulletin. Vol. 129 (1). P. 172–178.