

## ИЗМЕНЕНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ В БУРЕЙСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ В РЕЗУЛЬТАТЕ КРУПНОГО ОПОЛЗНЯ

© 2020 г. Л. М. Кондратьева<sup>а</sup> \*, А. Н. Махинов<sup>а</sup>, Д. В. Андреева<sup>а</sup>, А. С. Башкурова<sup>а</sup>

<sup>а</sup>Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, Хабаровск, 680000 Россия

\*e-mail: kondratevalm@gmail.com

Поступила в редакцию 30.07.2019 г.

После доработки 30.07.2019 г.

Принята к публикации 10.10.2019 г.

Рассмотрены факторы, повлиявшие на качество воды в Бурейском водохранилище (Дальний Восток) после крупного оползня в декабре 2018 г. (объем 24.5 млн м<sup>3</sup>) и проведения взрывных работ с применением тротила и гексогена. Для оценки изменения качества воды использованы методы микробиологической индикации, газовая хроматография и спектрофотометрия. Проведены исследования воды выше и ниже тела оползня, береговые наледи, водные вытяжки обугленной древесины и горных пород. Более существенное изменение качества воды, согласно результатам биоиндикации, произошло после проведения взрывных работ. Представлены результаты экспериментальных исследований токсичности водной вытяжки обугленной древесины, в которой содержались ацетон, бензол, метанол, толуол и *о*-ксилол. Для сравнительного анализа использованы микробные комплексы воды и береговых наледей. В результате проведенных исследований установлено, что на качество воды в Бурейском водохранилище в большей степени повлияло поступление органических веществ природного происхождения из порового пространства горных пород, а после проведения взрывных работ продуктов детонации тротила и гексогена.

*Ключевые слова:* качество воды, биоиндикация, оползень, наледи, Бурейское водохранилище.

DOI: 10.31857/S032105962002008X

### ВВЕДЕНИЕ

Изменение климата, сопровождаемое увеличением количества осадков, таянием мерзлых пород и ледников выступают главными факторами происходящих оползней и камнепадов [14], которые наносят серьезный экологический ущерб наземным и водным экосистемам. Большое число разнообразных стихийных бедствий связана с экономическим развитием регионов, антропогенным изменением ландшафтов, их влиянием на русловые процессы рек и интенсивным преобразованием подземного пространства [15]. Из многих эколого-биогеохимических процессов особое внимание уделяется оценке качества воды при изменении температурного режима в результате деградации многолетней мерзлоты [31].

В России оползни неоднократно наблюдали на Северном Кавказе, Урале, в Поволжье, Восточной Сибири, Приморье, на берегах Дона, Кубани, о. Сахалин, Кольском и Камчатском полуостровах. Чаще всего оползни происходят после дождей, увлажнения почв на склонах холмов и в результате изменения водного режима на водохранилищах. Оползневый процесс зависит от множества факторов: особенностей инженер-

но-геологических решений, геолого-тектонического строения береговых массивов, резкого изменения гидрогеологических условий (открытая фильтрация вод водохранилища и формирование подпора подземных вод), режима уровня воды в водохранилище и фильтрации поверхностных вод по крупным открытым трещинам в скальных породах.

Несмотря на имеющуюся информацию об оползнях, прогнозирование этого явления – довольно трудная задача. Например, в 1990 г. на Саяно-Шушенском водохранилище прогнозировали обвал оползня с расчетным объемом ~30 млн м<sup>3</sup> [6]. Дальнейшие исследования, проведенные в 2001 г., показали, что каких-либо подвижек дальше не произошло. Это объясняли крутизной склона (70°), который не соответствовал углу скольжения массива горных пород (как правило, в пределах 35°–45°). На примере Красноярского водохранилища было показано, что скорость смещения оползней зависит от степени дезинтеграции горных пород в основании оползневых блоков и наличия глинистого материала, способного к пластическим деформациям [3].

Начало современного потепления в большинстве регионов Земли относят к началу 1970-х гг. Для бассейна р. Амур с крупными притоками (Бурея, Зея, Сунгари) скорость роста среднегодовой температуры воздуха за период 1976–2011 гг. составила + 0.45°C за 10 лет, что в 3 раза превышает изменение температуры за период с 1891–2011 гг. [11]. За этот период в бассейне Амура построены две крупных ГЭС с водохранилищами на реках Зее (1975 г.) и Бурея (2003 г.).

Несмотря на осуществляемый гидроэкологический мониторинг водохранилища Бурейской ГЭС [1], известные прогнозы возможной активизации гравитационных (оползни, обвалы, осыпи), гидрогенных (боковая и донная эрозия вдоль русел, овражная и струйчатая эрозия, заболачивание) и геокриологических (курумы, бугры пучения, термокарст) процессов [10] впервые совсем неожиданно для зимнего периода (декабрь, 2018 г.) произошел гигантский оползень.

Согласно заключению экспертов – геоморфологов и гидрогеологов, объем сошедшего оползня составляет 24.5 млн м<sup>3</sup>. Объем его надводной части превышает 4.5 млн м<sup>3</sup>, основная часть находится под водой. Такие крупные оползни случаются довольно редко. Особенность оползня в долине р. Бурея – то, что он произошел в начале зимы, когда установились стабильные низкие температуры в пределах –27...–36°C. Оползень сошел с левого – более крутого склона и полностью перекрыл водохранилище до противоположного правого берега. Это привело к уменьшению притока воды в нижерасположенную часть водохранилища в результате слабой фильтрации воды сквозь тело природной каменной плотины [7].

При оценке любых природных аномалий (наводнений, оползней, обвалов, оледенений, извержений вулканов и др.) и техногенных катастроф поднимаются вопросы безопасности населения. В случае с Бурейским оползнем в первую очередь встал вопрос о социальном риске, связанный с затоплением населенных пунктов и элементов инфраструктуры, например железнодорожных путей и ЛЭП, а при экстремальных условиях – угроза сокращения выработки электроэнергии Бурейской ГЭС. Для предотвращения этих угроз специальной государственной комиссией было принято решение о проведении взрывных работ, чтобы восстановить водоток между перегороженными частями водохранилища. Кроме самого оползня, обусловившего поступление в водную среду большого объема размельченных горных пород, дополнительным фактором риска для функционирования экосистемы водохранилища стали взрывчатые вещества (ВВ) тротил (2,4,6-тринитротолуол), гексоген (гексагидро-1,3,5-тринитро-1,3,5-триазин) и продукты их детонации [4].

Тротил и гексоген – наиболее часто используемые взрывчатые вещества, обладающие фито- и зоотоксичностью. Будучи канцерогенами, они вредны для здоровья человека, негативно влияют на рост зерновых культур, развитие дождевых червей и почвенных олигохет. Причем, для этих поллютантов характерны пролонгированные эффекты. Проявление токсичности можно зарегистрировать на 14-, 21- и 42-е сут в зависимости от выбранного показателя [36]. Большинство проведенных испытаний было основано на определении токсичности отдельных веществ. Однако в водных объектах ВВ обычно присутствуют в виде смеси, такие эффекты недостаточно изучены, и есть трудности оценки экологических последствий такого загрязнения [30].

Экспериментально показано, что в гидробионтах накапливаются в основном продукты трансформации ВВ [33, 34]. Наиболее опасны водорастворимые соединения, оказывающие токсичное воздействие на рыб и моллюсков непосредственно через водную среду [18]. ВВ оказывают негативное влияние на качество воды и оказывают дестабилизирующее влияние на функционирование водных экосистем. На их потенциальную опасность и поведение в окружающей среде влияет ряд физических, химических и биологических процессов [23].

Известно, что некоторые ВВ, в том числе тротил и гексоген, подвергаются биологическому разложению в аэробных и анаэробных условиях [37]. Этот процесс зависит от комплекса экологических факторов, включая присутствие дополнительных органических веществ (ОВ) и условия аэрации. Так, незначительные изменения окислительно-восстановительного потенциала в результате разложения тротила могут влиять на скорость дренажа продуктов взрыва сквозь детонационные кратеры [16]. В анаэробных условиях преобразование тротила и гексогена ограничено ковалентным связыванием продуктов трансформации с поверхностью почвы [24].

На динамику разложения 2,4,6-тринитротолуола могут оказывать влияние микробиологические процессы, контролируемые такими абиотическими факторами, как присутствие ионов железа и гуминовых веществ (ГВ). В результате может активизироваться деятельность различных групп микроорганизмов, участвующих в природных циклах углерода, азота и железа [17, 28].

Любые изменения качественного и количественного состава ОВ влияют на динамику различных биогеохимических процессов, происходящих в водных экосистемах [26]. Методы биоиндикации позволяют адекватно оценить степень воздействия природных и антропогенных факторов на окружающую среду и обнаружить/прогно-



Рис. 1. Общий вид оползня на Бурейском водохранилище (Фото: Amur INFO).

зировать нарушения в функционировании экосистем [22].

Самоочищение водных экосистем зависит от потенциальных возможностей микроорганизмов-деструкторов и характера загрязнения природных вод ОВ различного генезиса. Токсичные соединения, образующиеся в результате процессов трансформации высокомолекулярных соединений, включая антропогенные поллютанты, могут влиять на структуру и разнообразие сообществ гидробионтов, динамику сукцессионных процессов и стабильное функционирование водных экосистем. События, связанные с оползнем на Бурейском водохранилище, можно отнести к важным факторам экологического риска для водных экосистем, входящих в единый Бурей-Амурский комплекс.

В настоящей работе рассматриваются результаты комплексной оценки изменения качества воды в Бурейском водохранилище в зимний период под влиянием двух мощных экологических факторов: крупного оползня и проведения взрывных работ с использованием тротила, и гексогена.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Ширина долины р. Буреи в районе оползня составляет 1.0–1.5 км, ширина затопленного русла 500–550 м, глубина 60–80 м. Поперечный профиль долины асимметричный. У левого берега высота ~400 м, крутизна 30°–35°. Правый склон

долины представляет собой пологую террасовидную поверхность эрозионного происхождения шириной >1 км и высотой в своей тыловой части до 50 м над современным уровнем воды. Устьевые участки притоков также затоплены и образуют узкие и глубокие заливы протяженностью 1.5–3.0 км. Колебания уровней воды в водохранилище между максимальными отметками в начале осени и минимальными весной составляют 20 м. Коренные породы, слагающие крутой левый склон долины, представлены протерозойскими магматическими породами. В зонах разломов отмечена повышенная трещиноватость пород, которая существенно ослабила устойчивость склона, подготовив смещение огромных масс горных пород. Значительную роль в подготовке условий для смещения оползня сыграло заполнение водохранилища, в результате которого подземные воды проникли под основание склона, увеличив обводненность трещиноватых пород в нижней его части и снизив устойчивость горных пород [7]. Глубина водохранилища на месте схода оползня составляет >70 м. Параметры оползня следующие: длина – 800 м от края до края, высота – от 7.5 до 46 м (рис. 1).

Кроме оползня, вызвавшего разрушение горных пород и осыпь почв с береговой линии, произошло уникальное событие – речное цунами, уничтожившее лес на обоих берегах. Ученые Дальневосточного НИЦ “Планета” выявили термическую аномалию на месте разрушенной соп-



Рис. 2. Космический снимок места локализации оползня (earth-chronicles.ru).



Рис. 3. Уничтоженный лес в результате речного цунами, вызванного оползнем (фото А.Н. Махинова).

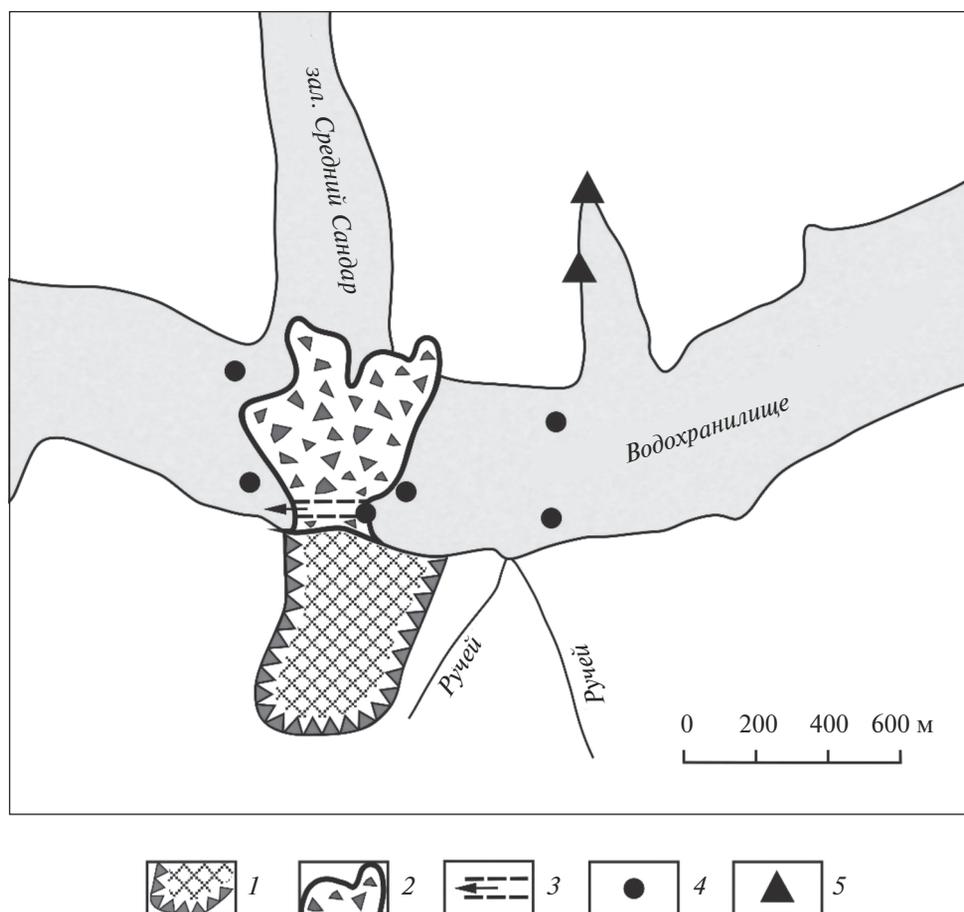
ки и образования оползня. На спутниковом снимке “Sentinel-2A” от 12 декабря 2018 г. они обнаружили границы заплеска воды и уничтоженный лес (рис. 2).

Волна цунами обрушилась на противоположный пологий склон долины, заросший довольно густым лиственнично-березовым лесом, продвинулась вверх по склону на 1.0 км, достигнув высоты ~56 м над урезом воды в водохранилище. Водный поток ломал стволы деревьев, оставляя раздробленные пни высотой до 1 м [7]. Последствия “речного цунами”, вызванного оползнем, представлены на рис. 3.

В связи с труднодоступностью района схода оползня на Бурейском водохранилище исследования в его акватории проводили во время краткосрочных вылетов вертолетов МЧС России.

Пробы воды и наледей отобраны до начала взрывных работ (выше и ниже тела оползня, напротив пос. Чекунда), а затем пробы воды отбирали из канала, образованного после проведения взрывных работ (рис. 4). По данным Минобороны России, для создания водного канала было использовано ~260 т тротила (тринитротолуола) и подорвано ~520 комплектов кумулятивных зарядов, содержащих гексоген.

Для оценки изменения качества воды в Бурейском водохранилище в акватории оползня применен метод биоиндикации с использованием различных физиологических групп гетеротрофных микроорганизмов, участвующих в трансформации азотсодержащих органических веществ (НОВ) и реагирующих на изменение окислительно-восстановительных условий в присутствии



**Рис. 4.** Границы оползня на Бурейском водохранилище, места отбора проб воды и береговых наледей: 1 – стенка срыва оползня, 2 – оползневое тело, 3 – канал после взрывных работ из верхней в нижнюю часть водохранилища, 4 – точки отбора проб воды, 5 – точки отбора наледей.

сульфатов (сульфатредуцирующие бактерии). Численность эколого-физиологических групп, входящих в состав микробных комплексов (МК) воды и расплавов наледей, определяли методом предельных разведений путем глубинного посева на агаризованные питательные среды с последующим пересчетом на 1 мл воды и выражали в колониеобразующих единицах (КОЕ/мл).

Общую численность культивируемых гетеротрофных бактерий (КГБ) определяли на рыбопептонном агаре, разбавленном в 10 раз (РПА:10). Аммонифицирующих бактерий (АМБ), участвующих в аммонификации на 1-м этапе минерализации органических веществ (ОВ), выращивали на РПА. Нитрифицирующих бактерий (НБ), усваивающих аммонийный азот (2-й этап минерализации ОВ), учитывали на крахмал-аммиачном агаре (КАА). Культивирование денитрифицирующих бактерий (ДНБ), осуществляющих процесс восстановления нитратов до нитритов и далее до газообразных оксидов и молекулярного азота, проводили на комплексной среде Гильтая.

Численность сульфатредуцирующих бактерий (СРБ) определяли на среде Морриса Постгейта [5, 9].

Потенциальную активность микробных комплексов по отношению к различным источникам углерода, включая лактат кальция, пептон, дрожжевой экстракт (ДЭ), крахмал, гуamat натрия (ГNa), оценивали в результате культивирования на среде М9 следующего состава, г/л: дистиллированная вода – 1,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  – 1.33,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  – 2.67,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  – 1,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  – 2,  $\text{KNO}_3$  – 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. Источники углерода использовали в следующих концентрациях: лактат кальция, пептон, ДЭ и крахмал – 2, ГNa – 0.2 г/л. Рост микроорганизмов (накопление биомассы) определяли фотометрическим методом по изменению оптической плотности культуральной жидкости на КФК-3-01 при длине волны 600 нм [8, 29].

Для оценки влияния продуктов детонации взрывчатых веществ на численность и активность микробных комплексов использована 5-суточная водная вытяжка обугленной древесины после

проведения взрывных работ (1 г субстрата на 100 мл стерильной дистиллированной воды). В модельных экспериментах в качестве инокулята использовали природные воды, отобранные в акватории оползня до и после проведения взрывных работ. Результаты снимали на 7-е сут после роста на легкодоступных источниках углерода и на 30-е сут при культивировании на ГНа. Спектральные характеристики ГВ определяли на спектрофотометре UV-3600 ("Shimadzu", Япония) [13].

Определение содержания летучих органических веществ (ЛОВ) в пробах воды, расплава льда и вытяжках субстратов проводили методом газовой хроматографии (ГХ) с использованием колонки HP-FFAP (50 м, 0.320 мм, 0.50 мкн) при интервале температур 45–200°C.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Совокупность всех процессов (сход оползня, речное цунами, разрушение береговой линии, снос почвенного покрова, уничтожение леса на берегах) оказало существенное влияние на качество воды в Бурейском водохранилище. Результаты этих изменений зарегистрированы по микробиологическим показателям. Еще до начала взрывных работ они существенно отличались выше и ниже тела оползня.

### *Микробиологическая оценка качества воды и наледей*

Изменение микробиологических показателей качества воды может быть связано с составом ОВ в медленно дренируемой воде сквозь тело оползня и их поступлением из слагающих почв и горных пород. Структура планктонных МК отличалась выше и ниже тела оползня у разных берегов (рис. 5). Наиболее чувствительными оказались микроорганизмы, принимающие участие в процессах аммонификации и нитрификации.

У левого берега в месте схода оползня была зарегистрирована высокая численность и богатое разнообразие нитрифицирующих бактерий (НБ), утилизирующих крахмал, а у правого берега их численность была значительно ниже. Различия общей численности КГБ были менее выраженными. Существенное снижение численности АМБ и НБ наблюдали ниже тела оползня у левого берега, где непосредственно произошло обрушение горных пород.

Однако у правого берега общая численность бактериопланктона и НБ была выше, чем у левого берега. Это может быть обусловлено поступлением ОВ с поверхностным стоком после речного цунами, а также в составе грунтовых вод, формирующих береговых наледей.

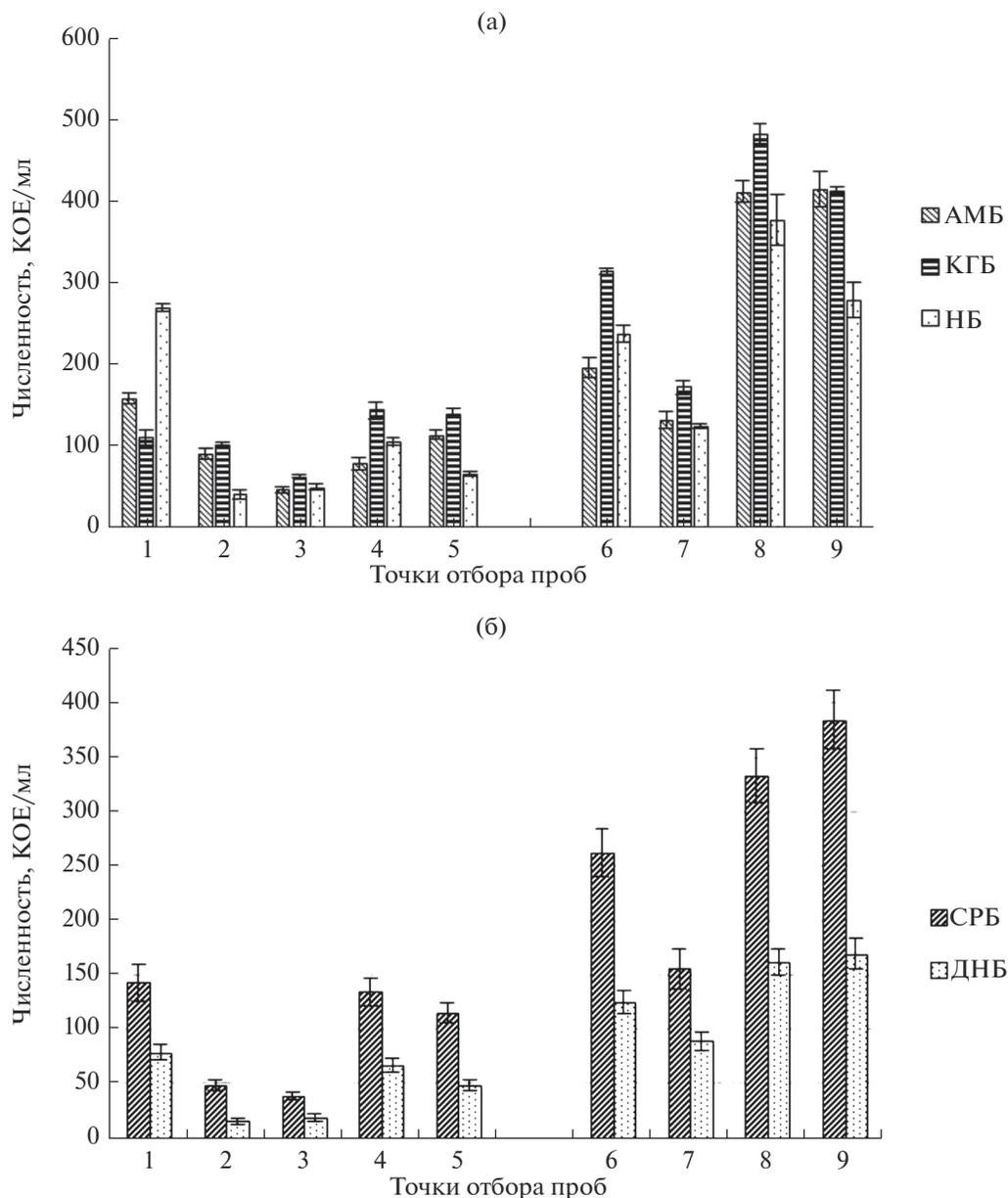
Наиболее существенные изменения в структуре микробных комплексов были установлены в пробах воды, отобранных из образованного канала после проведения взрывных работ (рис. 5). В них зарегистрировано существенное увеличение численности всех эколого-физиологических групп бактерий, в том числе участвующих в цикле азота. Это может быть связано с двумя факторами: поступлением микроорганизмов из почв и порового пространства горных пород, активизацией бактериопланктона под влиянием продуктов детонации.

Известно, что после взрывных работ в окружающую среду поступают органические интермедиаты и низкомолекулярные углерод-, азот-, серо-содержащие компоненты ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{O}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , сажа;  $\text{N}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{C}_2\text{N}_2$ ,  $\text{HCN}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ;  $\text{SO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ), оксиды металлов, карбонаты и бикарбонаты, цианиды, сульфаты, сульфиды, хлориды и др. Их поступление в водную среду вместе с остатками древесины и горными породами могло оказать существенное влияние на перестройку структуры микробных комплексов. В этом отношении показательно увеличение численности сульфатредуцирующих бактерий, для которых при низкой температуре, изменении окислительно-восстановительного потенциала и повышении концентрации сульфатов могут складываться благоприятные условия для развития [12]. По мере воздействия водных масс на рыхлые отложения берегов созданного канала численность микроорганизмов снизилась.

В районе оползня зарегистрированы наледы, в которых лед отличался окраской и структурой микробных комплексов (рис. 6). Максимальная численность КГБ, НБ и СРБ установлена в наледи с бурой окраской. На фоне высокой численности КГБ, участвующих в деструкции растворимых и трудно минерализуемых ОВ, в этой пробе установлено снижение численности АМБ и высокий показатель численности НБ, что явно свидетельствует о превалировании процессов нитрификации.

Эти данные позволяют сделать предположение, что структура МК, формирующихся в наледях за счет дренажа почв и горных пород, зависит от трансформации гуминоподобных ОВ. Продукты трансформации этих ОВ могут оказывать влияние на цветность наледей и качество воды в водохранилище.

Известно, что состав ОВ в природных льдах, включая наледы, формируется под влиянием криохимических и биохимических процессов. В их составе обнаружены предельные и непредельные углеводороды, метан, оксиды углерода, аммиак и сероводород [2]. Если в наледообразовании участвуют грунтовые трещинно-пластовые и трещинно-жильные воды, минерализация на-



**Рис. 5.** Численность эколого-физиологических групп микроорганизмов в воде Бурейского водохранилища в акватории оползня до (а) и после (б) взрывных работ: 1, 2 – выше оползня (левый, правый берег); 3, 4 – ниже оползня (левый, правый берег); 5 – п. Чекунда (левый берег); 6–9 – пробы воды из канала (от 14.02.2019, левый берег).

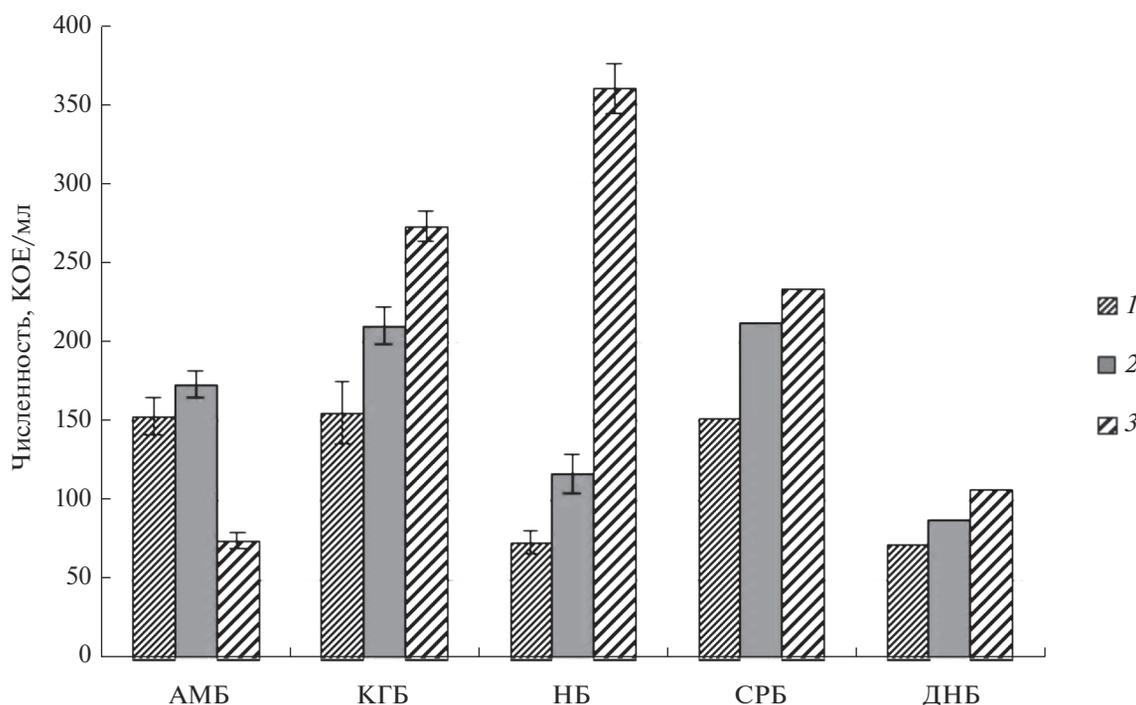
ледей может существенно увеличиваться. Поэтому химический состав наледей позволяет судить о составе поровых вод в почвах/породах и грунтовых вод, участвующих в формировании качества воды в прибрежных водах водохранилища.

#### *Состав летучих органических веществ*

На изменение качества воды в Бурейском водохранилище после взрывных работ в большей степени могло повлиять поступление дополнительных ОВ различного строения и генезиса, ко-

торые содержались в поровом пространстве размельченных горных пород и были привнесены в результате детонации тротила и гексогена. Подтверждением этому служат результаты определения ЛОВ в водных вытяжках разных субстратов, отобранных в зоне проведения взрывных работ. Водные вытяжки отличались по своему качественному и количественному составу (табл. 1).

В вытяжке обугленной древесины, несмотря на минимальное количество компонентов (5), доминировали метанол и ацетон. В вытяжке скальных пород после взрывных работ без признаков



**Рис. 6.** Численность эколого-физиологических групп микроорганизмов в расплавах береговых наледей: 1 – прозрачный расплав, 2 – расплав со слабой опалесценцией, 3 – расплав бурой окраски.

гари обнаружено 6 компонентов, включая гексан, ацетон, примеси бензола и два его метилированных изомера, а метанол отсутствовал. Максимальное количество компонентов (9) обнаружено в водной вытяжке горных пород, опаленных гарью, в ней доминировали гексан и метанол. Только в этом образце присутствовали бутанол и бутилацетат. В большом разнообразии обнаружены ЛОВ в почвенной вытяжке с вертолетной площадки, где проводили разгрузку топлива и взрывчатых веществ. Здесь доминировали гексан и метанол, но их концентрации в 2 раза ниже, чем в вытяжке горных пород с гарью после взрывов.

Все эти компоненты могли не только влиять на численность и активность бактериопланктона в акватории вокруг оползня, но и выступать реальными факторами экологического риска для гидробионтов различного трофического уровня.

В результате анализа полученных данных установлено, что на состав ЛОВ в Бурейском водохранилище в большей степени могло повлиять измельчение горных пород как после непосредственного схода оползня, так и после проведения взрывных работ. После гигантского оползня из порового пространства горных пород в водную среду поступили природные ОВ различного стро-

**Таблица 1.** Состав органических веществ в 5-суточных водных вытяжках разных субстратов после проведения взрывных работ в акватории Бурейского водохранилища

Субстрат	Суммарное содержание ЛОВ, мкг/см <sup>3</sup>	Состав компонентов	Доминирующие компоненты, мкг/см <sup>3</sup>
Обугленная древесина	0.342	Ацетон, бензол, метанол, толуол, <i>o</i> -ксилол	Метанол (0.274) Ацетон (0.065)
Скальные породы после взрыва без следов гари	0.042	Ацетальдегид, ацетон, гексан, бензол, толуол, <i>o</i> -ксилол	Ацетон (0.016) Гексан (0.015)
Порода со следами гари	0.177	Ацетон, бутанол, бутилацетат, гексан, метанол, этилацетат, толуол, <i>m</i> - и <i>o</i> -ксилолы	Метанол (0.074) Гексан (0.061)
Почва с вертолетной площадки	0.090	Ацетальдегид, ацетон, гексан, метанол, толуол, <i>p</i> -, <i>m</i> -, <i>o</i> -ксилолы	Метанол (0.038) Гексан (0.031)

ения, а после проведения взрывных работ – продукты детонации тротила и гексогена. Например, присутствие метанола может быть связано с утилизацией природного метана метанотрофными и метилотрофными бактериями. Причем, в анаэробных условиях окисление метана возможно за счет редукции нитратов, постоянно присутствующих в различных водных экосистемах [21]. Вовлечением метана в биогеохимические процессы можно объяснить присутствие в расплавах наледей широкого спектра ацетатов (метил-, этил- и бутил ацетаты).

Группа метилированных производных бензола часто присутствует среди продуктов трансформации ГВ, образующихся при разложении растительных остатков, и они могут поступать в воду в результате дренажа грунтовых вод через почву и сквозь тело плотины. Стоит отметить, что гексан может иметь природное и антропогенное происхождение. В первом случае он входит в состав природных углеводов подземных вод, во втором – выступает в качестве одного из продуктов детонации взрывчатых веществ.

В природных условиях весь набор идентифицированных ЛОВ может вовлекаться в процессы деструкции, так как большинство этих соединений хорошо растворимо в воде. Толуол часто встречается в незагрязненных водных экосистемах в довольно низких концентрациях, образуясь во время анаэробной деградации ароматических аминокислот. Для бензола и этилбензола пороговые концентрации при разложении в донных отложениях зарегистрированы в диапазоне мМ, в то время как для толуола и ксилолов они были как минимум на два порядка ниже [19].

Есть все основания полагать, что часть ароматических соединений, обнаруженных в воде Бурейского водохранилища, была быстро нейтрализована природными деструкторами. Несмотря на то, что микроорганизмы способны разлагать ароматические соединения, доказано, что эти поллютанты могут быть токсичными даже для самих деструкторов. Например, для некоторых анаэробных деструкторов ингибирование роста на 50% зарегистрировано в диапазоне ~0.2 мМ для этилбензола и ксилола, ~0.5 мМ для толуола и 1.5 мМ для бензола [20]. В природных условиях эти концентрации бывают выше, это значит, что МК, разлагающие ароматические соединения, *in situ* могут испытывать существенное токсическое воздействие [27, 35].

#### *Токсичность водной вытяжки*

Для оценки токсичности ароматических ОВ, содержащихся в водной вытяжке обугленной древесины (ВД), проведены экспериментальные исследования их влияния на активность МК из

проб воды Бурейского водохранилища и наледей. В эксперименте в минеральную среду М9 вносили источники углерода (пептон, лактат) и добавляли по 1 мл природной воды и 5-суточной вытяжки ВД, в которой содержалось 0.342 мкг/см<sup>3</sup> ЛОВ, включая доминирующие компоненты ацетон, бензол, метанол, толуол, *o*-ксилол.

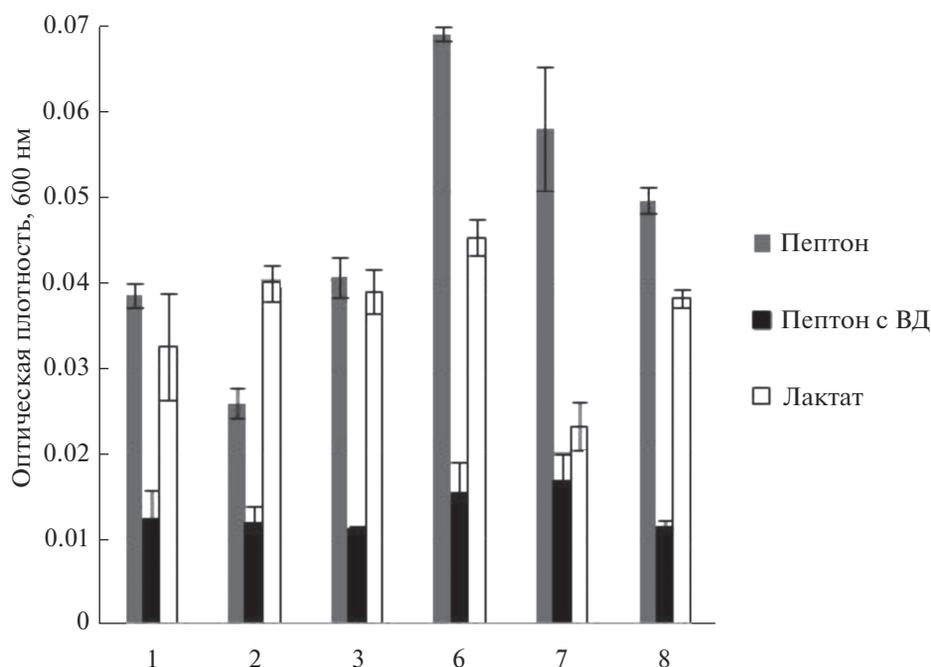
В результате проведенных исследований установлено, что бактериопланктон из проб воды, отобранных у левого берега выше и ниже тела оползня, при росте на пептоне проявлял сопоставимую активность, а у правого берега ниже тела оползня его активность была немного ниже. Максимальной активностью на этом субстрате отличались МК из прозрачной наледи. Сравнительный анализ активности МК из разных расплавов льда показал, что состав ОВ в наледях в значительной степени может определяться соотношением между процессами аммонификации и нитрификации (рис. 7).

При использовании вытяжки из обугленной древесины наблюдалось снижение активности утилизации NOB у всех экспериментальных МК в 3–4 раза. Это свидетельствует об ингибирующем эффекте смеси ЛОВ, содержащихся в использованной вытяжке.

Активная утилизация одного из продуктов трансформации растительных остатков (лактата) происходила при участии МК из прозрачной наледи. Бактериопланктон из проб воды, отобранных ниже тела оползня и МК из бурой наледи, по своей активности существенно не различались. Активный рост на лактате может быть связан с адаптационными характеристиками МК, развивающихся в присутствии продуктов трансформации растительных остатков в дренируемой воде. Низкую активность на лактате проявляли МК из наледи со слабой опалесценцией. Согласно результатам ГХ, в ее расплаве установлено самое высокое содержание изопропилбензола.

#### *Трансформация гуминовых веществ in vitro*

Для определения участия различных МК в трансформации трудноминерализуемых ОВ, входящих в состав растительных остатков, использован раствор ГВ. Для сравнения использовали водную ВД. Активность МК оценивали по изменению спектральных характеристик ГВ (табл. 2). Особенности трансформации ГВ определяли на 30-е сут по изменению абсорбции фильтрата при разных длинах волн. Принимали во внимание, что значения абсорбции при  $\lambda = 436, 465$  нм связывают с хромофорами, ответственными за окраску ГВ [13], при  $\lambda = 254$  нм определяют общее содержание ОВ, а при  $\lambda = 275$  нм – наличие ароматических групп [25, 32].



**Рис. 7.** Активность микробных комплексов из воды Бурейского водохранилища и береговых наледей на легкодоступных источниках углерода: 1 – выше оползня у левого берега, 2 и 3 – ниже оползня у правого и левого берегов; 6 – прозрачная наледь, 7 – наледь с опалесценцией, 8 – наледь бурого цвета; ВД – вытяжка обугленной древесины.

Наиболее активными по отношению к ГВ оказались микроорганизмы, ассоциированные с обугленной древесиной. При их участии снижалось общее содержание ОВ (254 нм), ароматических компонентов (275 нм) и хромофорных групп (436, 465 нм) в молекуле ГВ. Планктонные МК из воды, отобранной ниже тела оползня у ЛБ, участвовали в трансформации ароматических соединений активнее, чем в снижении цветности ГВ. Микроорганизмы, присутствующие в наледях, оказались более активными относительно хромофорных групп ГВ, чем бактериопланктон вокруг тела оползня. Максимальную активность по это-

му показателю проявляли МК из бурой наледи. Этот факт соответствует как визуальным характеристикам расплава наледи, так и снижению цветности раствора ГВ в ходе эксперимента.

Согласно спектральным характеристикам, при трансформации ГВ общее содержание растворенных ОВ и ароматических соединений было сопоставимо при участии МК из береговых наледей, водной вытяжки ВД и бактериопланктона из пробы воды, отобранной ниже тела оползня у левого берега. Определяющим фактором такой активности было присутствие ГВ в среде их обитания,

**Таблица 2.** Трансформация ГВ различными микробными комплексами (1 – выше оползня у левого берега, 2, 3 – ниже оползня у правого и левого берегов; 6, 7, 8 – наледи; 9 – водная вытяжка обугленной древесины)

Микробные комплексы	Спектральные параметры ГВ					
	254 нм	275 нм	436 нм	465 нм	650 нм	660 нм
К	3.86	3.86	1.13	0.92	0.26	0.24
1	3.69	3.69	0.98 ± 0.01	0.8 ± 0.008	0.23 ± 0.001	0.22 ± 0.002
2	3.69	3.69	0.99 ± 0.003	0.81 ± 0.004	0.23 ± 0.001	0.22 ± 0.0006
3	3.56	3.56	1.01 ± 0.004	0.83 ± 0.003	0.24 ± 0.0008	0.23 ± 0.001
6	3.56	3.56	0.95 ± 0.004	0.76 ± 0.1	0.21 ± 0.004	0.2 ± 0.003
7	3.56	3.56	0.95 ± 0.01	0.77 ± 0.01	0.19 ± 0.004	0.18 ± 0.004
8	3.56	3.56	0.91 ± 0.01	0.73 ± 0.007	0.18 ± 0.002	0.17 ± 0.002
9	3.56	3.56	0.91 ± 0.005	0.73 ± 0.004	0.18 ± 0.0006	0.17 ± 0.0008

включая поровое пространство горных пород, представленных в теле оползня.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные комплексные исследования показали, что изменение качества воды в Бурейском водохранилище в акватории крупного оползня происходило за счет поступления ОВ различного строения и генезиса, включая ОВ, присутствующие в поровом пространстве размельченных горных пород. Важным экологическим фактором выступали компоненты ВВ. Как показали исследования активности МК *in vitro*, под влиянием продуктов детонации ВВ, обнаруженных на обугленной древесине, происходило ингибирование метаболизма микроорганизмов, участвующих в разложении легкодоступных источников углерода. Это может быть причиной снижения природного самоочищающегося потенциала, особенно в придонных слоях воды и в зонах седиментации взвешенного материала.

При исследовании активности МК из различных местообитаний было установлено, что целый ряд ароматических соединений в воде ниже тела оползня может иметь природное происхождение. Береговые наледи также могут выступать поставщиками разнообразных ОВ, которые участвовали в их формировании во время дренажа грунтовых вод и стока с заболоченных участков с разлагающейся растительностью.

В результате схода оползня в воду поступил широкий спектр ОВ, аккумулированных в поровом пространстве горных пород, находящихся в зоне периодического колебания уровня воды в водохранилище. После проведения взрывных работ с использованием тротила и гексогена в воде канала, обеспечивающего движение водных масс к плотине Бурейской ГЭС, было отмечено существенное изменение структуры МК, участвующих в биогеохимических процессах формирования качества воды.

Остается ряд вопросов, связанных с возможными экологическими рисками: миграция взвесей измельченных горных пород и их седиментация в донные отложения; образование токсичных соединений при разложении ОВ, содержащихся в их поровом пространстве при низкой температуре и дефиците кислорода; биодоступность и токсичность продуктов трансформации ВВ для конкретных гидробионтов, обитающих в Бурейском водохранилище. В зоне влияния оползня может оказаться неожиданным поведение ионов железа и, как следствие, изменение динамики формирования железо-гуматных комплексов в Бурее и Амуре. В рамках функционирования речного континуума их содержание в стоке Амура играет

важную роль в продуктивности прибрежных морских акваторий.

Авторы выражают глубокую благодарность В.И. Киму и Д.В. Матвиенко (ИВЭП ДВО РАН) за отбор проб воды, наледей и образцов горных пород; Г.М. Филипповой (ИВЭП ДВО РАН) за определение ЛОВ методом газовой хроматографии.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гидроэкологический мониторинг зоны влияния Бурейского гидроузла. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2007. 273 с.
2. *Иванов А.В.* Криогенная метаморфизация химического состава природных льдов, замерзающих и талых вод. Владивосток: Дальнаука, 1998. 164 с.
3. *Козырева Е.А., Рыбченко А.А., Хабидов А.Ш., Федорова Е.А.* Экзогенные геологические процессы в береговой зоне Красноярского водохранилища // География и природ. ресурсы. 2015. № 2. С. 83–90.
4. *Кондратьева Л.М.* Бурейский оползень и экологические риски // Вестн. ДВО РАН. 2019. № 2. С. 45–55.
5. *Кузнецов С.И., Дубинина Г.А.* Методы изучения водных микроорганизмов. М: Наука, 1989. 289 с.
6. *Кусковский В.С.* Экзогенные геологические процессы на берегах Саяно-Шушенского водохранилища // Проблемы гидрогеологии, инженерной геологии и гидрогеоэкологии: материалы Всерос. науч. конф. / Под ред. С.Л. Шварцева. Томск: Изд-во НТЛ, 2011. С. 140–146.
7. *Махинов А.Н., Ким В.И., Остроухов А.В., Матвиенко Д.В.* Крупный оползень в долине реки Бурей и цунами в водохранилище Бурейской ГЭС // Вестн. ДВО РАН. 2019. № 2. С. 35–44.
8. Методы общей бактериологии. Т. 1 / Под ред. Ф. Герхардта, Р. Мюррея, Р. Костилоу, Е. Нестер, В. Вуд, Н. Крейг, Г. Филлипс. М.: Мир, 1983. 536 с.
9. *Намсараев Б.Б., Бархутова Д.Д., Хасинов В.В.* Полевой практикум по водной микробиологии и гидрохимии. Методическое пособие. М.; Улан-Удэ: Изд-во БГУ, 2006. 68 с.
10. Научные основы экологического мониторинга водохранилищ (Дружининские чтения). Материалы всерос. науч.-практ. конф. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2005. 214 с.
11. *Новороцкий П.В.* Современные климатические изменения в бассейне Амура и на побережье Японского моря // Изв. РГО. 2011. Т. 143. Вып. 1. С. 41–48.
12. *Соколова Е.А.* Влияние температуры на развитие сульфатредуцирующих бактерий в экспериментальных и полевых условиях в зимний период // Сибирский экол. журн. 2010. № 6. С. 865–869.
13. *Ширишова Л.Т., Гиличинский Д.А., Остроумова Н.В., Ермолаев А.М.* Применение спектрофотометрии для определения содержания гуминовых веществ в многолетнемерзлых отложениях // Криосфера Земли. 2015. Т. XIX. № 4. С. 107–113.
14. *Andres N., Badoux A.* The Swiss flood and landslide damage database: normalisation and trends // J. Flood Risk Management. 2018. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12510>.e12510.

15. *Badoux A., Andres N., Techel F., Hegg C.* Natural hazard fatalities in Switzerland from 1946 to 2015 // *Natural Hazards Earth System Sci.* 2016. V. 16. № 12. P. 2747–2768.
16. *Borden R.C., Won J., Yuncu B.* Natural and Enhanced Attenuation of Explosives on a Hand Grenade Range // *J. of Environ. Quality.* 2017. V. 46. P. 961–967.
17. *Bhushan B., Halasz A., Hawari J.* Effect of iron(III), humic acids and anthraquinone-2,6-disulfonate on biodegradation of cyclic nitramines by *Clostridium* sp. EDB2 // *J. Appl. Microbiol.* 2006. V. 100. P. 555–563.
18. *Chatterjee S., Deb U., Datta S., Walther C., Gupta D.* Common explosives (TNT, RDX, HMX) and their fate in the environment: Emphasizing bioremediation // *Chemosph.* 2017. V. 184. P. 438–451.
19. *Cozzarelli I.M., Bekins B.A., Eganhouse R.P., Warren E., Essaid H.I.* In situ measurements of volatile aromatic hydrocarbon biodegradation rates in groundwater // *J. Contam. Hydrol.* 2010. V. 111 № 1–4. P. 48–64.
20. *Duldhardt I., Nijenhuis I., Schauer F., Heipieper H.J.* Anaerobically grown *Thauera aromatica*, *Desulfococcus multivorans*, *Geobacter sulfurreducens* are more sensitive towards organic solvents than aerobic bacteria // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2007. V. 77. № 3. P. 705–711.
21. *Guerrero-Cruz S., Cremers G., van Alen T.A., Op den Camp H.J., Jetten M.S., Rasigraf O., Vaksmaa A.* Response of the Anaerobic *Methanotroph* “*Candidatus Methanoperedens nitroreducens*” to Oxygen Stress // *Appl. Environ. Microbiol.* 2018. V. 84. № 24. <https://doi.org/10.1128/AEM.01832-18> e01832-18
22. *Hansen P.D.* Biomarkers // Principles, concepts and applications / Ed. Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. Amsterdam-Boston: Elsevier, 2003. P. 203–218.
23. *Juhasz A.L., Naidu R.* Explosives: fate, dynamics, and ecological impact in terrestrial and marine environments // *Rev Environ Contam Toxicol.* 2007. V. 191. P. 163–215.
24. *Kalderis D., Juhasz A. L., Boopathy R., Comfort S.* Soils contaminated with explosives: Environmental fate and evaluation of state-of-the-art remediation processes // *Pure Appl. Chem.* 2011. V. 83. P. 1407–1484.
25. *Kumar S.* Organic chemistry. Spectroscopy of Organic Compounds // *Guru Nanak Dev Univ.* 2006. 36 p.
26. *Kupiec T.* Quality-Control Analytical Methods: High-Performance Liquid Chromatography // *Int. J. Pharmaceutical Compounding.* 2004. V. 8. № 3. P. 223–227.
27. *Kuppardt A., Kleinstauber S., Vogt C., Lüders T., Harms H., Chatzinotas A.* Phylogenetic and functional diversity within toluene-degrading, sulphate-reducing consortia enriched from a contaminated aquifer // *Microb Ecol.* 2014. V. 68. № 2. P. 222–234.
28. *Kwon M.J., Finneran K.T.* Biotransformation products and mineralization potential for hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) in abiotic versus biological degradation pathways with anthraquinone-2,6-disulfonate (AQDS) and *Geobacter metallireducens* // *Bio-degradation.* 2008. V. 19. P. 705–715.
29. *Metris A., George S., Baranyi J.* Use of optical density detection times to assess the effect of acetic acid on single-cell kinetics // *Applied Environ. Microbiol.* 2006. V. 72. № 10. P. 6674–6679.
30. *Panz K., Miksch K., Sojka T.* Synergetic Toxic Effect of an Explosive Material Mixture in Soil // *Bull. Environ. Contamination Toxicol.* 2013. V. 91. P. 555–559.
31. *Pei W., Zhang M., Li S., Lai Y., Jin L.* Enhancement of convective cooling of the porous crushed-rock layer in cold regions based on experimental investigations // *Int. Communications Heat Mass Transfer.* 2017. V. 87. P. 14–21.
32. *Pretsch E., Buhlmann Ph., Badertscher M.* Structure determination of organic compounds. Tables of spectral data. Berlin, 2009. 421 p.
33. *Sims J.G., Steevens J.A.* The role of metabolism in the toxicity of 2,4,6-trinitrotoluene and its degradation products to the aquatic amphipod *Hyalella Azteca* // *Ecotoxicol. Environ. Safety.* 2008. V. 70. P. 38–46.
34. *Strehse J.S., Appel D., Geist C., Martin H.J., Maser E.* Biomonitoring of 2,4,6-trinitrotoluene and degradation products in the marine environment with transplanted blue mussels (*M. edulis*) // *Toxicol.* 2017. V. 390. P. 117–123.
35. *Tischer K., Kleinstauber S., Schleinitz K.M., Fetzer I., Spott O., Stange F., Lohse U., Franz J., Neumann F., Gerling S., Schmidt C., Hasselwander E., Harms H., Wendeberg A.* Microbial communities along biogeochemical gradients in a hydrocarbon-contaminated aquifer // *Environ. Microbiol.* 2013. V. 15. № 9. P. 2603–2615.
36. *Winfield L.E., Rodgers J.H., D’Surney S.J.* The responses of selected terrestrial plants to short (12 days) and long term (2, 4 and 6 weeks) hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) exposure. Pt I. Growth and developmental effects // *Ecotoxicol.* 2004. V. 13. P. 335–347.
37. *Won J., Borden R.C.* Impact of glycerin and lignosulfonate on biodegradation of high explosives in soil // *J. Contam. Hydrol.* 2016. V. 194. P. 1–9.