

СТРУКТУРНЫЕ ПЕРЕСТРОЙКИ ДОННЫХ СООБЩЕСТВ МАЛЫХ РЕК БАССЕЙНА ВЕРХНЕЙ ОБИ И ИРТЫША В ЗОНЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ГОРНОДОБЫВАЮЩИХ ПРЕДПРИЯТИЙ

© 2022 г. Л. В. Яныгина^{a, b, *}, А. А. Евсева^{c, d}

^aИнститут водных и экологических проблем, Сибирское отделение Российской академии наук, Барнаул, Россия

^bАлтайский государственный университет, Барнаул, Россия

^cАлтайский филиал ТОО “Казахский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства”,
Усть-Каменогорск, Республика Казахстан

^dХанты-Мансийский отдел Тюменский филиал “Всероссийский НИИ рыбного хозяйства и океанографии”
 (“Госрыбцентр”), Ханты-Мансийск, Россия

*e-mail: z00@iwer.ru

Поступила в редакцию 22.02.2018 г.

После доработки 20.09.2021 г.

Принята к публикации 07.10.2021 г.

Исследованы структурные характеристики донных сообществ на фоновых и подверженных загрязнению тяжелыми металлами участках малых горных рек Алтая. Отмечено снижение общего видового богатства и количества чувствительных к загрязнению видов макробеспозвоночных на участках поступления загрязненных вод. Показано, что трансформация структурных характеристик донных сообществ в импактной зоне не зависела от компонентного состава тяжелых металлов и расположения водотока в речной системе. Это позволяет использовать общие подходы для оценки экологического состояния горных рек, расположенных в разных регионах Алтая и подверженных загрязнению различными металлами. Проведена сравнительная оценка чувствительности различных биологических показателей, даны рекомендации по включению индексов BMWP и EPT в систему экологического мониторинга загрязнения тяжелыми металлами малых горных водотоков Алтая.

Ключевые слова: зообентос, биоиндикация, тяжелые металлы, Обь, Иртыш

DOI: 10.31857/S0320965222020188

ВВЕДЕНИЕ

Горнодобывающая деятельность вносит значительный вклад в экономику многих стран мира, что обуславливает широкое использование горных территорий для добычи полезных ископаемых. Одна из особенностей горной промышленности — ее долговременный характер: многие добывающие регионы остаются активными на протяжении десятилетий и даже столетий (Ресурсная..., 2016). Многолетнее функционирование горнодобывающих и горноперерабатывающих предприятий приводит к длительному негативному воздействию на все компоненты окружающей природной среды, в том числе и на ее водные ресурсы. В результате деятельности горнодобывающих предприятий происходит изменение рельефа местности, разрушение почвенно-растительного покрова, трансформация русел малых рек, что ведет к нарушению естественных гидрологических, гид-

рохимических и гидробиологических процессов в водотоках и способствует ухудшению качества поверхностных вод. Наиболее опасными экологическими последствиями горнодобывающей деятельности для речных экосистем считаются усиление эрозионных процессов, заиление водотоков, повышение мутности воды, загрязнение поверхностных вод вследствие выщелачивания и сброса сточных вод предприятиями горной промышленности, а также утечек, испарения и фильтрации рабочих и обезвреженных растворов, плоскостного смыва и ветрового переноса руд, грунтов и технологических отходов (Mehi, Sanches, 2010; Mensah et al., 2015). Среди загрязняющих веществ, сбрасываемых в водотоки предприятиями горной промышленности, особую опасность для водных экосистем представляют тяжелые металлы (Angelovičová, Fazekašová, 2014; Dontala et al., 2015; Robu et al., 2015; Fashola et al., 2016).

Особенность тяжелых металлов — их высокая токсичность для живых организмов и способ-

Сокращения: АГМП — Акташское горно-металлургическое предприятие.

ность к биоаккумуляции, кроме того, они не разрушаются в окружающей среде, что позволяет отнести их к группе наиболее опасных для водных экосистем видов токсического воздействия (Gautam et al., 2014; Su et al., 2014). Тяжелые металлы, как правило, биологически активны, способны повреждать ферментативные системы организмов, их соли могут накапливаться в донных отложениях (Wang, Shi, 2001; Моисеенко, 2009; Махинов и др., 2010; Tchounwou et al., 2012). Особую опасность тяжелые металлы представляют для малых водотоков, что обусловлено низкой самоочищающей способностью этих водных объектов вследствие слабого разбавления токсикантов из-за небольшого расхода воды таких рек (Meubeck, 2013). Последние десятилетия характеризуются увеличением поступления тяжелых металлов в окружающую среду, в том числе и в результате роста горнодобывающей деятельности и развития металлургической промышленности, что повышает интерес к исследованиям влияния этого вида воздействия на экосистемы (Моисеенко, 2009; Tchounwou et al., 2012). Даже после прекращения деятельности горнодобывающих предприятий источниками загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами остаются дренажные воды от уже не функционирующих флотационных хвостов, вскрышных отвалов (Пузанов и др., 2008; Махинов и др., 2010; Filimon et al., 2016; Ashraf et al., 2018).

Россия и Казахстан входят в число стран с наиболее развитой горной промышленностью (Калиев, 2007; Ресурсная..., 2016), что определяет важную роль этого вида деятельности в экономике и обуславливает высокий уровень его негативного воздействия на водные экосистемы горнодобывающих регионов. Верхние участки водосборных бассейнов рек Обь, Иртыш расположены на территории Алтайской горной страны – старейшего горнорудного района России и Казахстана.

В малых горных водотоках зообентос – один из наиболее долгоживущих и стабильно локализованных на определенных биотопах элементов водной экосистемы. Это позволяет рассматривать его в качестве наиболее перспективного объекта для индикации хронического загрязнения. Кроме того, бентосные сообщества характеризуются широким диапазоном чувствительности к загрязнению входящих в их состав таксономических групп, что дает возможность проводить более дифференцированную оценку экологического состояния водных объектов.

Цель работы – выявить особенности трансформации состава и структуры зообентоса малых рек при их загрязнении тяжелыми металлами в результате деятельности горнодобывающих предприятий.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для проведения данного исследования были выбраны гидрографически удаленные друг от друга малые водотоки Юго-Западного Алтая (р. Брекса, бассейн р. Иртыш, Казахстан) и Юго-Восточного Алтая (р. Ярлыамры, бассейн Верхней Оби, Россия), водосборная территория которых находилась в зоне деятельности горнодобывающих предприятий.

Река Ярлыамры относится к бассейну р. Катунь – крупного притока Верхней Оби. Длина р. Ярлыамры 13 км, расход воды 0.03–4.0 м³/с. Река берет начало на юго-западном склоне Курайского хребта на высоте >2200 м над уровнем моря. В среднем течении реки расположено АГМП по добыче и переработке ртути. В период исследований концентрация ртути в воде р. Ярлыамры достигала 1.4 мкг/л (140 ПДК), во взвешенных веществах 177.2 мкг/г, в донных отложениях 210.8 мкг/г (Папина и др., 1995).

Пробы зообентоса отбирали на устьевом участке р. Ярлыамры ниже АГМП в сентябре 1989 г. и ежемесячно с июня по октябрь 1990 г. В качестве фоновых обследованы донные сообщества р. Ярлыамры выше рудника, а также других малых высокогорных рек бассейна р. Катунь (р. Корумту и верхнее течение р. Барбургазы). Методические аспекты выбора фоновых створов и расчета фоновых показателей в этих реках подробно изложены ранее (Руднева, 1997; Яныгина, 2017).

Река Брекса относится к бассейну р. Ульба – крупного правобережного притока р. Иртыш. Длина р. Брекса 22.8 км, площадь водосбора 150 км². Вода реки гидрокарбонатного типа, слабощелочная (рН 8.1), малой минерализации (42–168 мг/л). В нижнем течении река принимает дренажные воды завода “Казцинк”, расположенного в промышленной зоне г. Риддер. Ниже зоны поступления дренажных вод качество воды ухудшается до седьмого класса (чрезвычайно грязные). В 2006 г. среднегодовые концентрации загрязняющих веществ составляли: меди 17.6 ПДК, цинка 16.5 ПДК, нефтепродуктов 1.3 ПДК (Информационный..., 2006).

Пробы зообентоса р. Брекса отбирали на двух станциях: 6.8 км выше г. Риддера (фоновый участок) и в черте г. Риддера ниже сброса дренажных вод АО “Казцинк” (импактная зона) ежемесячно с апреля по октябрь 2006 г.

Донные отложения рек Брекса и Ярлыамры представлены преимущественно каменисто-галечниковыми субстратами. Грунт отбирали гидробиологическим сачком или скребком, промывали его через капроновый газ (размер ячеей 350 × 350 мкм), выбранных из грунта животных фиксировали 70%-ным этанолом. После установления постоянной массы животных разбирали по систематическим группам, считали и взвешивали. Осо-

Таблица 1. Средние значения некоторых метрик зообентоса на исследованных участках р. Ярлыамры

Показатель	Фоновый участок	Участок ниже АГМП	EQI
<i>N</i> , тыс. экз./м ²	0.7 ± 0.2	2.8 ± 0.9	4.0
<i>B</i> , г/м ²	0.5 ± 0.6	1.5 ± 1.0	3.0
<i>S</i>	5.3 ± 0.6	4.2 ± 1.5	0.79
<i>H</i> , бит/экз.	1.9 ± 0.4	1.4 ± 0.4	0.74
TBI	6.0 ± 0.0	1.6 ± 1.3	0.17
BMWP	23.3 ± 13.5	7.0 ± 3.5	0.30
ASPT	5.9 ± 1.3	3.5 ± 1.0	0.60
EPT	2.7 ± 0.6	0.2 ± 0.4	0.07
FBI	3.7 ± 1.3	4.2 ± 0.5	0.88

Примечание. Здесь и в табл. 2 расшифровка метрик в разделе “Материал и методы”.

бей определяли до низшего определяемого таксона (НОТ), условно названными “видами”, за исключением малощетинковых червей и нематод, которых до вида не определяли. Всего отобрано и проанализировано 35 количественных проб зообентоса.

Для оценки экологического состояния водотоков рассчитали биотические индексы (метрики), наиболее распространенные в системах экологического мониторинга рек разных стран: биотический индекс р. Трент (индекс Вудивисса TBI), Biological Monitoring Working Party Index (BMWP); Average Score Per Taxon Index (ASPT); Family Biotic Index (FBI); суммарное количество видов веснянок, поденок и ручейников (EPT). Кроме того, сравнение фоновых и импактных створов проводили по средней численности (*N*, тыс. экз./м²), биомассе (*B*, г/м²), индексу видового разнообразия Шеннона (*H*, бит/экз.) и среднему числу видов в пробе (*S*). Классы качества по каждому показателю определяли по абсолютным значениям, а также путем ранжирования относительно фоновых значений (индексу EQI). При этом значения, отклоняющиеся от фоновых не более чем на 20%, относили к первому классу качества (“очень чистые”); 20–40% – второму классу (“чистые”); 40–60% – третьему классу (“умеренно загрязненные”); 60–80% – четвертому классу (“загрязненные”); >80% – пятому классу качеству (“грязные”) (Семенченко, Разлуцкий, 2010).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Бентосное сообщество р. Ярлыамры. На фоновых для р. Ярлыамры участках рек отмечено 28 видов макробеспозвоночных. Групповой состав бентоса включал представителей отр. Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera и Diptera. Видовое бо-

гатство фоновое участка реки невысокое (в среднем ~5 видов в пробе), что в целом характерно для малых горных водотоков (табл. 1). Наибольшая частота встречаемости отмечена у хирономид (в 100% проб) с доминированием *Diamesa hamaticornis* Kieffer, *Corynoneura scutellata* Winnertz и видов рода *Cricotopus*. Немного реже встречались ручейники (67% проб), представленные широко распространенными в бассейне р. Катунь видами: *Brachycentrus americanus* (Banks), *Glossosoma altaicum* (Martynov), *Apatania zonella* (Zetterstedt), *Rhyacophila impar* Martynov. Частота встречаемости веснянок (преимущественно *Leuctra fusca* Linnaeus и *Amphinemura borealis* (Morton)) такая же, как и ручейников (67%). Поденки отмечены в 50% проб, по частоте встречаемости преобладали *Ephemerella aurivillii* (Bengtsson), *Heptagenia* sp. и *Ameletus* sp. Присутствие веснянок, поденок и ручейников характерно для чистых водотоков и свидетельствует о хорошем экологическом состоянии фоновое участка реки. В связи с низким таксономическим богатством, свойственным малым высокогорным водотокам, фоновые показатели большинства биотических индексов указывали на невысокое качество воды: значения индекса Вудивисса (TBI) соответствовали третьему классу качества, индекса BMWP пятому классу и только индексы ASPT и FBI свидетельствовали о высоком качестве воды на всех исследованных участках (табл. 1).

Бентосное сообщество р. Ярлыамры ниже АГМП было представлено 15 видами. На этом участке встречались преимущественно двукрылые (симулиды, хирономиды, типулиды) и нематоды. Ручейники обнаружены только один раз и представлены личинкой первого возраста рода *Apatania*, находку которого можно отнести к случайным транзитным элементам фауны. Наиболее разнообразен в видовом отношении отряд Diptera – 10 видов, восемь из них принадлежит сем. Chironomidae. По частоте встречаемости преобладали виды родов *Cricotopus* и *Eukiefferiella*. За весь период исследований веснянки на этом участке реки не отмечены. Индекс видового разнообразия Шеннона был 0.7–2.0 бит/экз. Высокие значения индекса в отдельные периоды были обусловлены не богатым таксономическим составом, а высокой выравненностью распределения обилия отдельных видов.

Значения всех биоиндикационных показателей свидетельствуют об ухудшении условий обитания беспозвоночных на участке реки ниже АГМП. Однако класс качества по индексу BMWP не изменился по сравнению с фоновым участком. Значения индекса TBI соответствовали “грязным”, ASPT и FBI – загрязненным водам. Сравнение биоиндикационных показателей в импактной зоне с фоновыми значениями (по индексу EQI) показало, что по индексам TBI, BMWP и EPT получены схожие оценки (четвертый–пятый

класс качества). Значения остальных показателей не выходили за границы первого–второго класса качества, что при экстремально высоких концентрациях ртути в воде (140 ПДК) указывает на низкую чувствительность этих индексов.

Донные сообщества р. Брекса. На фоновом участке р. Брекса в составе зообентоса было отмечено 54 вида. Основу донных сообществ беспозвоночных представляли личинки амфибиотических насекомых: ручейников, веснянок и поденок, доля оксифильных видов в пробах достигала 90%. По частоте встречаемости доминировали веснянки *Skwala pusilla* Klapalek, *Amphinemura borealis*, поденки *Epeorus pellucidus* (Brodsky), *Neoleptophlebia chokolata* (Imanishi), *Baetis* sp., ручейники *Ceratopsyche newae* Koleati, *Brachycentrus americanus*, *Dicosmoecus palatus* (McLachan), *Glossosoma altaicum*, а также ракообразные *Gammarus korbuensis* Martynov и личинки хирономид.

Биомасса зообентоса фонового створа р. Брекса соответствовала умеренному классу продуктивности по “шкале трофности” (Китаев, 1986). Донные сообщества характеризовались высоким таксономическим богатством (до 22 видов в пробе) и разнообразием (индекс видового разнообразия Шеннона до 3.60 бит/экз.). Значения всех биоиндикационных индексов характеризуют воду фонового участка р. Брекса как очень чистую (табл. 2).

На створе р. Брекса, расположенном ниже сбросов завода “Казцинк”, в составе зообентоса отмечен 21 таксон. По частоте встречаемости доминировали личинки двукрылых сем. Chironomidae. Основу фауны (до 70%) представляли таксоны, толерантные к умеренному и сильному загрязнению (личинки двукрылых *Dicranota* sp., *Tipula* sp., *Eriocera* sp., личинки сем. Simuliidae и Chironomidae, малошютинковые черви и жесткокрылые *Heterolimnius ennearthrus* Kamite). В каждой пробе отмечено от трех до семи видов зообентоса. Индекс видового разнообразия варьировал в пределах 0.86–2.14 бит/экз., его высокие значения обусловлены высокой выравненностью распределения обилия личинок двукрылых. Значения биомассы донных беспозвоночных соответствовали очень низкому классу продуктивности (Китаев, 1986). Средние значения биотического индекса Вудивисса и индекса BMWP свидетельствовали о невысоком качестве воды. Значения индекса ASPT, как и на фоновом створе, соответствовали “прекрасному” качеству воды, что говорит о низкой чувствительности индекса к данному виду загрязнения.

Согласно рассчитанным величинам EQI для видового богатства (*S*), индексов EPT и BMWP качество вод р. Брекса на створе, расположенном ниже завода, соответствовало четвертому классу качества “загрязненные воды”, для численности

Таблица 2. Средние значения некоторых метрик зообентоса на исследованных участках р. Брекса

Показатель	Фоновый участок	Участок ниже завода	EQI
<i>N</i> , тыс.экз./м ²	0.1 ± 0.1	0.02 ± 0.01	0.16
<i>B</i> , г/м ²	2 ± 2.1	0.2 ± 0.1	0.07
<i>S</i>	14 ± 7.6	4.6 ± 2.4	0.31
<i>H</i> , бит/экз.	2 ± 0.7	1.5 ± 0.5	0.57
TBI	8 ± 1.2	6.0 ± 0.8	0.68
BMWP	104 ± 56.2	29.9 ± 12.0	0.29
ASPT	7 ± 0.6	6.8 ± 1.4	0.96
EPT	10 ± 5.8	2.6 ± 1.3	0.26

и биомассы – пятому классу качества “грязные воды”; для индекса видового разнообразия Шеннона – третьему классу “умеренно загрязненные”. По индексам TBI, FBI и ASPT статус створа оказался превышен и соответствовал первому–второму классам качества.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Большинство биотических индексов, используемых в системах экологического мониторинга поверхностных вод, разработано для органического загрязнения, при этом специфических биологических показателей, учитывающих особенности реакций сообществ гидробионтов на загрязнение тяжелыми металлами, пока не существует (Balderas, 2016). Возможность использования и выбор биотических индексов для индикации загрязнения тяжелыми металлами зависит от концентрации токсиканта, уровня его токсичности, комплексности загрязнения, разнообразия индикаторных групп, чувствительных к воздействию, и других особенностей сообществ гидробионтов. Все это ставит задачу предварительного анализа особенностей изменения значений биотических индексов при разном уровне воздействия, составе тяжелых металлов для выбора наиболее чувствительных показателей. В мировой практике для индикации загрязнения воды тяжелыми металлами, в том числе в результате горнодобывающей деятельности, наиболее часто используют индекс EPT, общее число видов, среднее число особей одного вида (Tarras–Wahlberg et al., 2001; Maret et al., 2003; Kaye, 2005; Robson, Spence, 2006; Iwasaki et al., 2011). Показана возможность использования индекса BMWP для оценки уровня загрязнения воды цинком (Tipping et al., 2009).

Особое затруднение при гидробиологическом мониторинге загрязнения поверхностных вод тяжелыми металлами представляет количественная оценка степени изменения системы. Сравнение особенностей структурных перестроек сообществ,

схожих по таксономическому составу, но различающихся составом поступающих металлов, позволит разработать систему биоиндикации текущих вод для оценки загрязнения речных систем тяжелыми металлами.

Несмотря на значительную удаленность по гидрографической сети, расположение водосборных бассейнов исследованных рек в пределах Алтае-Саянской горной страны предопределяет общность истории формирования и современного таксономического состава фауны беспозвоночных исследованных рек Ярлыамры и Брекса. В состав комплекса доминирующих видов на фоновых участках обеих рек входят *Brachycentrus americanus*, *Glossosoma altaicum*, *Amphinemura borealis*, виды родов *Ameletus*, *Ephemerella* и *Rhyacophila*. Однако общее видовое богатство зообентоса в высокогорных водотоках бассейна Верхней Оби оказалось ниже, чем на среднегорном участке бассейна р. Иртыш, что не позволяет сравнивать исследованные реки по абсолютным значениям рассчитанных биотических индексов и выводит на первый план сравнение характера структурных изменений донных сообществ при загрязнении.

Реакция донных сообществ различных биотопов на антропогенное воздействие зависит от исходного уровня разнообразия и количества стенобионтных видов. Наиболее резко деградирует богатый и разнообразный зообентос порогов, перекатов и каменистой рипали (Шуйский и др., 2001), что характерно и для исследованных нами малых горных рек.

Характер изменений бентосных сообществ р. Брекса в зоне деятельности предприятий горнодобывающего комплекса имел схожие тенденции с изменениями в сообществах р. Ярлыамры. В обеих реках отмечено снижение видового богатства зообентоса ниже зоны поступления загрязненных вод, обусловленное уменьшением количества наиболее чувствительных к загрязнению реофильных групп зообентоса: веснянок и поденок. Сокращение числа чувствительных видов привело к снижению всех рассчитанных биотических индексов по сравнению с фоновыми значениями. Однако чувствительность биотических индексов к загрязнению тяжелыми металлами существенно различалась. Наименее чувствительными для обеих рек оказались индексы видового разнообразия Шеннона, ASPT и FBI: несмотря на многократное превышение ПДК по тяжелым металлам на импактных створах, их значения по отношению к фону (индексу EQI) в целом не выходили за пределы второго класса качества. Значения биотического индекса Вудивисса зависят от таксономического состава донных сообществ и имеют тенденцию завышать качество воды за счет совместного учета высокочувствительных и менее чувствительных к загрязнению видов весня-

нок и поденок, что ранее показано для малых горных рек бассейна р. Енисей (Андрианова, 2015) и отмечено нами для р. Брекса. Изменения видового богатства, индексов BMWP и EPT на загрязненных участках по сравнению с фоновыми значениями имели схожий характер и свидетельствовали о снижении качества воды в р. Брекса до четвертого класса, р. Ярлыамры — до четвертого—пятого класса качества.

Выводы. Донные сообщества рек Брекса и Ярлыамры, расположенных на гидрографически удаленных друг от друга участках бассейна р. Оби, а также различающихся по составу поступающих в их воды тяжелых металлов, проявляют общие черты реакций на загрязнения сточными водами горнодобывающих предприятий. Эта реакция выражается в снижении общего видового богатства донных сообществ и сокращении числа видов, чувствительных к загрязнению групп макробеспозвоночных. Специфических реакций на отдельные виды загрязнителей не выявлено: реакция реофильного бентоса р. Ярлыамры на загрязнение воды и донных отложений ртутью и р. Брекса комплексом цветных металлов (цинк, медь) была схожей.

Индексы BMWP и EPT, принятые в системах биологического мониторинга поверхностных вод в странах ЕС и США, можно применять для оценки уровня загрязнения тяжелыми металлами горных водотоков Алтая в сравнении с их фоновыми для конкретных водотоков значениями без использования градаций абсолютных значений.

Оценка экологического состояния рек по структурным характеристикам донных сообществ позволяет классифицировать р. Ярлыамры как загрязненную—грязную (четвертый—пятый класс качества), р. Брекса — как загрязненную (четвертый класс качества), что в целом соответствует их оценке по гидрохимическим показателям.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках государственного задания Института водных и экологических проблем СО РАН (№ 121031200178-8).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Андрианова А.В. 2015. Биотические индексы и метрики в оценке качества воды малых рек на территории природного парка “Ергаки” (юг Красноярского края) // Сиб. экол. журн. № 3. С. 439.
- Информационный бюллетень о состоянии окружающей среды РК за 2006 год. 2006. Астана: Министерство охраны окружающей среды РК.
- Калиев С.А. 2007. Современное состояние горнодобывающей промышленности и перспектива развития горной науки Республики Казахстан // Горный инф.-аналит. бюллетень (научно-технический журнал). № 5. С. 257.

- Китаев С.П.* 1986. О соотношении некоторых трофических уровней и “шкалах трофности” озер разных природных зон // Тез. докл. V съезда Всесоюзного гидробиол. общества. Ч. 2. Куйбышев. С. 254.
- Махинов А.Н., Шевцов М.Н., Махинова А.Ф., Корнеева Н.И.* 2010. Экологические последствия строительства горнодобывающих предприятий в северных районах Хабаровского края // Вестник Тихоокеанского гос. ун-та. № 3(18). С. 115.
- Моисеенко Т.И.* 2009. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты. Москва: Наука.
- Папина Т.С., Артемьева С.С., Темедев С.В.* 1995. Особенности миграции ртути в бассейне Катунь // Вод. ресурсы. № 1. С. 60.
- Пузанов А.В., Робертус Ю.В., Горбачев И.В. и др.* 2008. Загрязнение окружающей среды под влиянием горнодобывающих и горноперерабатывающих предприятий Алтая // Пробл. регион. экологии. № 6. С. 28.
- Ресурсная модель модернизации экономики: возможности и ограничения. 2016. Москва: ИМЭМО РАН.
- Руднева Л.В.* 1997. Структура бентосных сообществ и содержание ртути в личинках амфибиотических насекомых водотоков бассейна р. Катунь // Сиб. экол. журн. № 2. С. 167.
- Семенченко В.П., Разлуцкий В.И.* 2010. Экологическое качество поверхностных вод. Минск: Беларус. навука.
- Шуйский В.Ф., Михайлина Т.П., Максимова Т.В. и др.* 2001. Антропогенная сукцессия макрозообентоса малых рек Паша и Капша // Тез. докл. междунар. научн. конф. “Малые реки: современное экологическое состояние, актуальные проблемы”. Тольятти. С. 231.
- Яныгина Л.В.* 2017. Макрозообентос как показатель экологического состояния горных водотоков // Экология. № 2. С. 141.
- Angelovičová L., Fazekašová D.* 2014. Contamination of the soil and water environment by heavy metals in the former mining area of Rudňany (Slovakia) // Soil Water Res. № 9. P. 18.
<https://doi.org/10.17221/24/2013-SWR>
- Ashraf M.A., Maah M.J., Yusoff I.B.* 2018. Study of water quality and heavy metals in soil and water of ex-mining area Bestari Jaya, Peninsular Malaysia // Int. J. Basic Appl. Sci. V. 10. P. 3.
- Balderas E.C.S., Gracc C., Berti-Equillea L., Hernandez M.A.A.* 2016. Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams // Ecol. Indic. V. 61. P. 558.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.007>
- Dontala S.P., Reddy T.B., Vadde R.* 2015. Environmental aspects and impacts its mitigation measures of corporate Coal Mining // Procedia Earth Planet. Sci. V. 11. P. 2.
<https://doi.org/10.1016/j.proeps.2015.06.002>
- Fashola M., Ngole-Jeme V., Babalola O.* 2016. Heavy metal pollution from gold mines: environmental effects and bacterial strategies for resistance // Int. J. Environ. Res. Public Health. V. 13. P. 1047.
<https://doi.org/10.3390/ijerph13111047>
- Filimon M.N., Popescu R., Horhat F.G., Voi O.S.* 2016. Environmental impact of mining activity in Bor area as indicated by the distribution of heavy metals and bacterial population dynamics in sediment // Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. V. 30. P. 417.
<https://doi.org/10.1051/kmae/2016017>
- Gautam R.K., Sharma S.K., Mahiya S., Chattopadhyaya M.C.* 2014. Contamination of heavy metals in aquatic media: transport, toxicity and technologies for remediation // Heavy metals in water: presence, removal and safety. Cambridge: Royal Society of Chemistry.
<https://doi.org/10.1039/9781782620174-00001>
- Iwasaki Y., Kagaya T., Miyamoto K. et al.* 2011. Effect of zinc on diversity of riverine benthic macroinvertebrates: estimation of safe concentrations from field data // Environ. Toxicol. Chem. V. 30. P. 2237.
<https://doi.org/10.1002/etc.612>
- Kaye A.* 2005. The effects of mine drainage water from Carrock Mine on the water quality and benthic macroinvertebrate communities of Grainsgill Beck // Earth Environ. № 1. P. 120.
- Maret T.R., Cain D.J., MacCoy D.E., Short T.M.* 2003. Response of benthic invertebrate assemblages to metal exposure and bioaccumulation associated with hard-rock mining in northwestern streams, USA // J. North. Am. Benthol. Soc. V. 22. № 4. P. 598.
<https://doi.org/10.2307/1468356>
- Mechi A., Sanches D.L.* 2010. The Environmental impact of mining in the state of São Paulo // Estudos avançados. V. 24 (68). P. 209.
- Mensah A.K., Mahiri I.O., Owusu O. et al.* 2015. Environmental impacts of mining: a study of mining communities in Ghana // Appl. Ecol. Environ. Sci. V. 3. № 3. P. 81.
<https://doi.org/10.12691/aees-3-3-3>
- Meybeck M.* 2013. Heavy metal contamination in rivers across the globe: An indicator of complex interactions between societies and catchments // IAHS-AISH Proceedings and Reports. V. 361. P. 3.
- Robson M., Spence K.* 2006. Lindsey beech stream quality in a small urbanized catchment // Sci. Total Environ. V. 357 (1–3). P. 194.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.016>
- Robu B., Jitar O., Teodosiu C. et al.* 2015. Environmental impact and risk assessment of the main pollution sources from the Romanian Black Sea coast // Environ. Eng. Manag. J. V. 14. № 2. P. 331.
<https://doi.org/10.30638/eemj.2015.033>
- Su C., Jiang L.Q., Zhang W.J.* 2014. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: situation, impact and remediation techniques // Environ. Skep. Crit. V. 3. № 2. P. 24.
- Tarras-Wahlberg N.H., Flachie A., Lane S.N., Sangfors O.* 2001. Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador // Sci. Total Environ. V. 278. P. 239.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00655-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00655-6)
- Tchounwou P.B., Yedjou C.G., Patlolla A.K., Sutton D.J.* 2012. Heavy metal toxicity and the environment // Mol. Clin. Environ. Toxicol. V. 101. P. 133.
https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Tippling E., Jarvis A.P., Kelly M.G. et al.* 2009. Ecological indicators for abandoned mines. Bristol: Environment Agency.
- Wang S., Shi X.* 2001. Molecular mechanisms of metal toxicity and carcinogenesis // Mol. Cell. Biochem. V. 222. P. 3.
<https://doi.org/10.1023/A:1017918013293>

Structure Transformation of Bottom Communities in Small Rivers of Upper Ob and Irtysh Basin under Mining Influence

L. V. Yanygina^{1, 2, *} and A. A. Evseeva^{3, 4}

¹*Institute for Water and Environmental Problems Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Barnaul, Russia*

²*Altai State University, Barnaul, Russia*

³*Altai Branch of Kazakh Research Institute of Fisheries, Ust-Kamenogorsk, Kazakhstan*

⁴*Khanty-Mansiysk Department Tyumen Branch of VNIRO ("Gosrybtsentr"), Khanty-Mansiysk, Russia*

*e-mail: zoo@iwep.ru

Abstract—Structure features of bottom communities from Altai small rivers contaminated and uncontaminated with heavy metals were studied. A decrease in overall species diversity and intolerant macroinvertebrate species number in polluted sites was marked. It was found that in the impact area the structure transformation of bottom communities did not depend on heavy metals composition and watercourse position in the river system that permits to apply the common approach to the assessment of ecological state of mountain rivers situated in various regions of Altai and exposed to different metals pollution. The comparative analysis of different biological indicators was performed, and the recommendations to include BMWP (Biological Monitoring Working Party Index) and EPT indexes into the environmental monitoring system of heavy metals pollution of Altai small mountain rivers were made.

Keywords: zoobenthos, bioindication, heavy metal, the Ob River, the Irtysh River