

Биотические индексы и метрики в оценке качества воды малых рек на территории природного парка “Ергаки” (юг Красноярского края)

А. В. АНДРИАНОВА

*Институт вычислительного моделирования СО РАН
660036, Красноярск, Академгородок, 50, стр. 44
E-mail: andrav@icm.krasn.ru*

Статья поступила 14.04.2014

Принята к печати 26.08.2014

АННОТАЦИЯ

Представлены доминирующие виды и группы, пространственное распределение и структурные показатели донных сообществ в малых горных водотоках, расположенных на территории природного парка “Ергаки” (юг Красноярского края). Выполнен сравнительный анализ биоиндикационных индексов и метрик, часть которых используется при определении качества воды Европейской Рамочной Водной Директивой. Установлено, что наиболее высокой чувствительностью обладают индексы *EPT*, *BMWP*, *IBGN*, что позволяет рекомендовать их как стандартные при оценке качества вод малых горных рек данного региона. Путем ранжирования полученных биотических индексов и метрик относительно фоновых значений определены градации качества вод и введен интегральный показатель.

Ключевые слова: малые реки, природный парк “Ергаки”, макрозообентос, литореофильное сообщество, биоиндикация, качество вод, биотические индексы.

В России насчитывается более двух миллионов малых рек, что составляет 99,9 % от общего количества водотоков. Большинство из них находится вне сферы государственного контроля. В то же время неудовлетворительное состояние малых рек, особенно качество воды в них, вызывает растущую тревогу у специалистов и общественности. Сохранение малых рек означало бы решение одного из самых важных аспектов защиты окружающей природной среды [Ткачев, Булатов, 2002].

Охрана пресноводных ресурсов начинается с этапа оценки их экологического состоя-

ния. Один из важных этапов в системе мониторинга экологического статуса рек или речных бассейнов в целом – создание сети эталонных створов на ненарушенных участках с минимизированным антропогенным воздействием для последующего сравнения. В связи с этим особое значение приобретает исследование водных объектов, находящихся на особо охраняемых природных территориях [Семенченко, Мороз, 2005; Семенченко, Разлуцкий, 2011].

В центральной части Западного Саяна (юг Красноярского края) расположен горный хребет Ергаки – популярный и удобный район

для туризма и кемпингового отдыха, находящийся под охраной национального природного парка “Ергаки”. На его территории в долинах малых рек и ручьев создаются уникальные условия для формирования и сохранения богатой эндемичной фауны и флоры. Однако исследования водных экосистем данного района единичны и касаются только озер [Глущенко и др., 2009; Зуев и др., 2012]. Инвентаризация донных сообществ водотоков парка “Ергаки” является основой для осуществления экологического мониторинга малых рек в естественных условиях и при антропогенном воздействии.

В настоящее время поверхностные воды парка уже испытывают значительную антропогенную нагрузку, связанную с развитием туризма. Кроме того, по территории парка будет проходить участок железнодорожной магистрали федерального значения “Кызыл – Курагино”, что непременно повлечет за собой нарушение биологического баланса водных экосистем, которые относятся к малоустойчивым природным экосистемам. В идеале “фоновый” гидробиологический мониторинг следует проводить на водотоке, когда антропогенное воздействие только еще проектируется. Это позволяет сравнивать состояние сообществ зообентоса на постоянных станциях мониторинга до и в процессе антропогенного воздействия [Чибанова, 2009].

Быстрое течение горных рек обуславливает практически полное отсутствие планктона, в связи с чем повышается актуальность более подробного изучения бентосных животных. Известно, что зообентос – это наиболее широко используемая индикаторная группа в системах биоиндикации текучих вод как в отечественных, так и в зарубежных исследованиях в странах Европейского сообщества (ЕС), США, Канаде и др. [Pires et al., 2000; Dahl et al., 2004; Sandin, Hering, 2004; Czerniawska-Kusza, 2005; Miserendino et al., 2008; D. J. Shilla, D. A. Shilla, 2011]. Существующее многообразие методов оценки экологического состояния водных объектов по структурно-функциональным характеристикам зообентоса ставит проблему выбора наиболее чувствительных и информативных индексов и метрик, учитывающих региональ-

ные особенности конкретных речных бассейнов [Dahl et al., 2004; Sandin, Hering, 2004; Czerniawska-Kusza, 2005].

Цель данной работы – установить видовую структуру и пространственное распределение сообществ донных беспозвоночных в малых реках на территории природного парка “Ергаки” и провести сравнительный анализ биоиндикационных показателей, индексов и метрик, предлагаемых для оценки качества воды в странах Европейского сообщества и в отечественных исследованиях.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материалом для данного исследования послужили пробы зообентоса, собранные в р. Ус и ее притоках. Река Ус – правый приток Енисея в его верхнем течении, является основной водной артерией на территории парка “Ергаки”, длина составляет 236 км, площадь бассейна – 6880 км². Берет начало в Западном Саяне из карового Черного озера; относится к Саяно-Кузнецко-Алатаускому ландшафтно-гидрологическому району, имеющему типично горный рельеф, а реки данного района – быстрые, бурные, порожистые. Дно сложено скатанными камнями от валунов до гальки, кое-где лежат обвалившиеся с утесов глыбы грубых форм; невысокая степень заиливания грунтов наблюдается локально в заводях и местах замедления потока. Скорость течения в исследованных реках колеблется в течение года от 0,72 до 2,11 м/с. Питание смешанное, с преобладанием снегового. Температура воды редко превышает 12 °С. Содержание растворенного кислорода в воде в среднем составляет 7,8 мг/л. Водотоки слабоминерализованы – 50 мг/л в единицах NaCl. Концентрация растворенного органического вещества колеблется от 0,9 до 5,2 мг/л. Значение БПК₅ (1,45 мгО₂/л) соответствует градации “удовлетворительной чистоты”. По данным ГУ “Красноярский центр по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды с региональными функциями” в р. Ус отмечается превышение ПДК для тяжелых металлов (Cu, Zn, Mn) и нефтепродуктов, вследствие чего вода по показателю УКИЗВ характеризуется как “грязная” и “очень загрязненная” [Андрианова и др.,

2013]. Информация по загрязняющим веществам в притоках р. Ус отсутствует.

Антропогенная нагрузка на водотоки обусловлена влиянием населенных пунктов и близостью магистралей. По долине среднего течения р. Ус проходит участок федеральной автомобильной трассы Абакан – Кызыл (М-54), Усинского тракта и строящейся железнодорожной ветки “Кызыл – Курагино”. Около 80 км железнодорожной магистрали планируется провести по территории природного парка “Ергаки”, при этом предусмотрено более десяти мостовых переходов через р. Ус и ее пойму, а также возведение железнодорожной станции в основании правого борта долины р. Ус.

Пробы зообентоса отбирали в бассейне р. Ус в июне-июле 2012 и 2013 гг. на участке протяженностью около 100 км. Сетка станций состояла из 10 пунктов непосредственно в р. Ус (от верховья к низовью) и трех правобережных притоков – рек Красная, Араданка, Таловка (станции 11–13 соответственно). В непосредственной близости от автодорожного полотна расположены станции 1–7 (р. Ус), 11 (р. Красная), 12 (р. Араданка). Рядом с населенными пунктами находятся станции 1–3 (турбаза и пос. Арадан), а также станция 7 (село Усинское). Таким образом, р. Ус в большей степени подвержена влиянию антропогенной инфраструктуры по сравнению с другими реками. Наиболее удалены от различных источников антропогенного воздействия низовье р. Ус (станции 9, 10) и р. Таловка (станция 13).

Отбор грунта производили в доступной прибрежной зоне (рипаль) складным бентометром, который эффективен в реках горного и предгорного типа с каменистым грунтом и высокой скоростью течения. Площадь грунта, захватываемая рамкой пробоотборника, – 0,09 м². Процедуры сбора, фиксации донных беспозвоночных и дальнейшая обработка проб происходили по общепринятым методикам [Методические рекомендации..., 2003]. При определении структуры сообществ использована классификация Чельцова – Бебутова в модификации В. Я. Леванидова: доминанты – 15 % и более, субдоминанты – 5,0–14,9, второстепенные виды – 1,0–4,9 % [Чебанова, 2009]. Проанализировано 43 количественных пробы зообентоса.

Для оценки качества воды по донным сообществам использовали комплексный подход, включающий анализ 13 биоиндикационных показателей, в том числе традиционно используемых в отечественных гидробиологических исследованиях и рекомендованных для использования в сети ОГСНК РФ: количество видов в сообществе (n); индекс видового разнообразия Шеннона (H); хирономидный индекс Балужкиной (K); биотический индекс Вудивисса Trent Biotic Index (TBI) [ГОСТ, 1982; Шитиков и др., 2005; Безматерных, 2007]. Для сравнительного анализа информативности используемых методов рассчитывались индексы, предлагаемые Европейской Рамочной Водной Директивой (Water Framework Directive – WFD): EPT (суммарное число видов – EPT_n или суммарная относительная численность – EPT_N поденок, веснянок и ручейников), $BMWP$ (Biological Monitoring Working Party Index) и его производное $ASPT$ (Average Score Per Taxon Index), FBI (Family Biotic Index), $IBGN$ (Indece Biologique Global Normalize). Методики расчета использованных индексов, а также их соответствие категориям качества вод подробно рассмотрены во многих зарубежных и отечественных работах [Кимстач, 1993; Безматерных, 2007; Семенченко, Разлуцкий, 2011; Dahl et al., 2004; Duran, 2006]. Кроме того, использовали показатели, основанные на соотношении численности (или числа видов) высоко чувствительных к загрязнению видов к численности нечувствительных видов или к общей численности макрозообентоса: EPT/Ch – отношение суммарной численности (EPT_N) или числа видов (EPT_n) поденок, веснянок и ручейников к хирономидам; доля хирономид подсемейства *Tanytarsini* в общей численности зообентоса. Основопологающим критерием при подборе индексов и метрик являлся учет особенностей структурной организации бентоценозов исследованных водотоков, т. е. степень развития индикаторных таксонов.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Видовой состав зообентоса исследованных водотоков типичен в основе своей для горных рек – это литореофильные организмы,

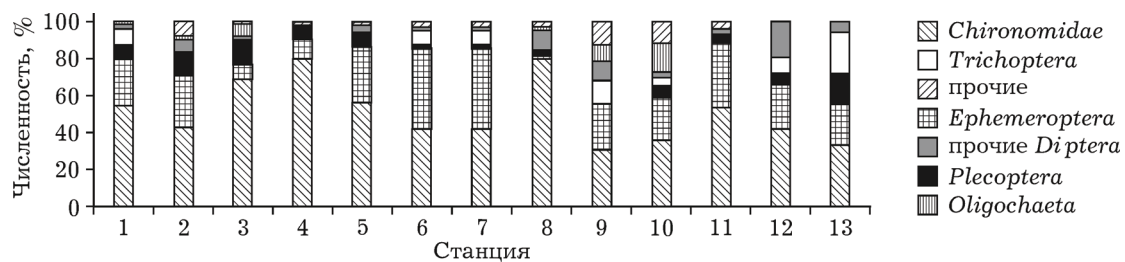


Рис. 1. Структурная организация бентоценозов (% от общей численности) в р. Ус (ст. 1–10) и ее притоках (ст. 11 – р. Красная, ст. 12 – р. Араданка, ст. 13 – р. Таловка)

обитающие на каменисто-галечных грунтах, перемываемых значительным течением. Обнаружено 96 видов и таксонов более высокого ранга макробеспозвоночных [Андрианова и др., 2013], широко распространенных в Палеарктике и Голарктике и характерных для горных и предгорных водотоков различных регионов [Чебанова, 2009; Богатов и др., 2010; Петрожицкая и др., 2010; Заика, Молодцов, 2013; Яныгина, 2014]. Среднее количество видов на пробу в реках Ус, Красная, Араданка и Таловка распределялось следующим образом: 22, 20, 14 и 27 соответственно. Практически весь зообентос состоит из личинок амфибионтных насекомых: хирономид, веснянок, поденок и ручейников (рис. 1).

Наибольшее количество видов (40) отмечено в семействе хирономид при количественном доминировании *Micropsectra junci* Meigen, только в низовье исследованного участка р. Ус над ними преобладали *Cladotanytarsus* gr. *vanderwulpi*. Минимальная доля хирономид в общей численности зообентоса (30–36 %) отмечена в низовье р. Ус (ст. 9, 10) и в притоке Таловке (ст. 13). На остальных станциях данный показатель варьировал от 42 до 80 % (см. рис. 1).

Видовой состав поденок, ручейников и веснянок представлен 18, 14, 8 таксонами соответственно. В группе поденок повсеместно встречались *Ameletus* sp., представители родов *Ephemerella*, *Baetis* и семейства Нертагенииде; среди последних высокой плотности достигали *Epeorus* gr. *pellucidus*, *Ecdyonurus aspersus* Kluge и виды из рода *Rhithrogena*. Поденки совместно с хирономидами составляли ядро сообществ, но их доля в численности зообентоса не превышала 44 % (ст. 6), минимум отмечен на станциях 3 и 8 (см. рис. 1).

Веснянки и ручейники являлись субдоминантами донных сообществ: их доля не превышала 15 %, за исключением реки Таловки, где веснянки составляли 17 %, а ручейники – 22 %. Большинство видов ручейников отмечено в низовье р. Ус при доминировании *Agapetus* sp. и *Stenopsyche marmorata* Navás; в р. Таловке в массе развивались *Glossosoma* sp. Среди веснянок преобладала *Alloperla deminuta* Zapelkin a-Dulkeit.

Постоянными обитателями каменистого субстрата реки являлись разнообразные личинки о. Diptera (помимо хирономид), среди которых наибольшее развитие отмечено для *Dicranota bimaculata* Schummel, *Tipula* sp., *Hexatoma* sp. Максимальная доля личинок двукрылых отмечена в низовье р. Ус (ст. 8, 9) и в р. Араданке – 10 и 19 % соответственно. Олигохеты представлены единственным видом *Lumbriculus variegatus* O. F. Muller, который достигал 16 % общей численности зообентоса в низовье р. Ус на ст. 10 (см. рис. 1).

Степень сходства видового состава между исследованными станциями и реками является низкой. Максимальное сходство отмечено между станциями 9–10 в низовье р. Ус (коэффициент Серенсена – Чекановского составил 0,56), что обусловлено наличием 22 общих видов, среди которых олигохеты *Lumbriculus variegatus* O. F. Muller, водяные клещи и жуки, гаммарусы, несколько видов поденок *Ecdyonurus* и *Ephemerella*, *Baetis* gr. *fuscatus*, *Ameletus* sp., 2 вида веснянок, 6 видов ручейников, 4 – хирономид и др.

В целом, в донных сообществах исследованных водотоков количественно преобладали хирономиды, составляя в среднем 52 % общей численности. Поденки наибольший вклад вносили в р. Красная (36 %), веснянки и ручейники – в р. Таловка (17 и 22 % соответственно). Основу биомассы составляли хи-

Структурные показатели зообентоса в реках Ус (ст. 1–10), Красная (ст. 11), Араданка (ст. 12), Таловка (ст. 13)

Показатель	Номер станции												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>n</i>	17	22	21	15	23	16	22	22	32	38	20	14	27
<i>N</i>	1,3	1,1	2,8	1,5	2,4	0,7	1,8	1,9	1,3	2,0	2,6	0,4	1,8
<i>B</i>	4,3	2,3	5,9	2,0	5,1	1,9	7,0	2,2	7,7	10,7	5,6	5,2	8,1
<i>N_{БЭГТ}</i>	0,4	0,3	0,5	0,2	0,8	0,2	0,4	0,1	0,4	0,6	1,0	0,1	1,0

П р и м е ч а н и е. *n* – число видов; *N* – численность, тыс. экз./м²; *B* – биомасса, г/м²; *N_{БЭГТ}* – численность оградов Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera.

рономиды и другие личинки двукрылых насекомых (39 %), поденки вносили 30 %, ручейники и веснянки – по 10 и 15 % соответственно.

Общая численность донной фауны в притоках колебалась от 0,4 (р. Араданка) до 2,6 (р. Красная) тыс. экз./м², биомасса – от 5,2 (р. Араданка) до 8,1 (р. Таловка) г/м². В р. Ус средняя численность составила $1,7 \pm 0,2$ тыс. экз./м², биомасса – $4,8 \pm 0,7$ г/м², при этом максимальные значения численности отмечены на ст. 3 (2,8 тыс. экз./м²), биомассы (10,7 г/м²) – на ст. 10 (табл. 1).

В настоящее время при биологическом контроле качества вод широко применяются различные индексы, характеризующие биологическое разнообразие. Индекс видового разнообразия в совокупности с другими биологическими показателями качества среды отражает не только число видов, но и их сбалансированность, что возможно только в нормально функционирующих экосистемах. При тех или иных воздействиях на сообщество происходит перестройка его структуры.

Большинство исследователей настоящего времени считают наиболее оптимальным индекс Шеннона [цит. по Безматерных, 2007]. Максимальная величина индекса Шеннона на практике не превышает 4,5 бит, а значение *H* около 3 бит указывает на достаточно высокий уровень разнообразия сообществ донных животных. По мере увеличения загрязнения или евтрофирования водоема происходит снижение видового разнообразия [Dahl et al., 2004; Foto Menbohan et al., 2013]. Данная закономерность позволила использовать индекс видового разнообразия Шеннона в качестве показателя степени загрязнения вод [Pires et al., 2000; Czerniawska-Kusza, 2005; Головатюк, Зинченко, 2011]. Считается, что $H > 3$ соответствует чистым, $1 < H < 3$ – загрязненным, $H < 1$ – грязным водам [Алимов, 2001].

Однако снижение видового разнообразия может быть вызвано как загрязнением, так и специфическими факторами, в том числе однообразием биотопов в олиготрофных условиях в достаточно чистой среде [Pires et al., 2000; Безматерных, 2007]. Естественно, это затрудняет широкое использование индекса видового разнообразия при оценке качества воды и заставляет относиться к нему с осторожностью.

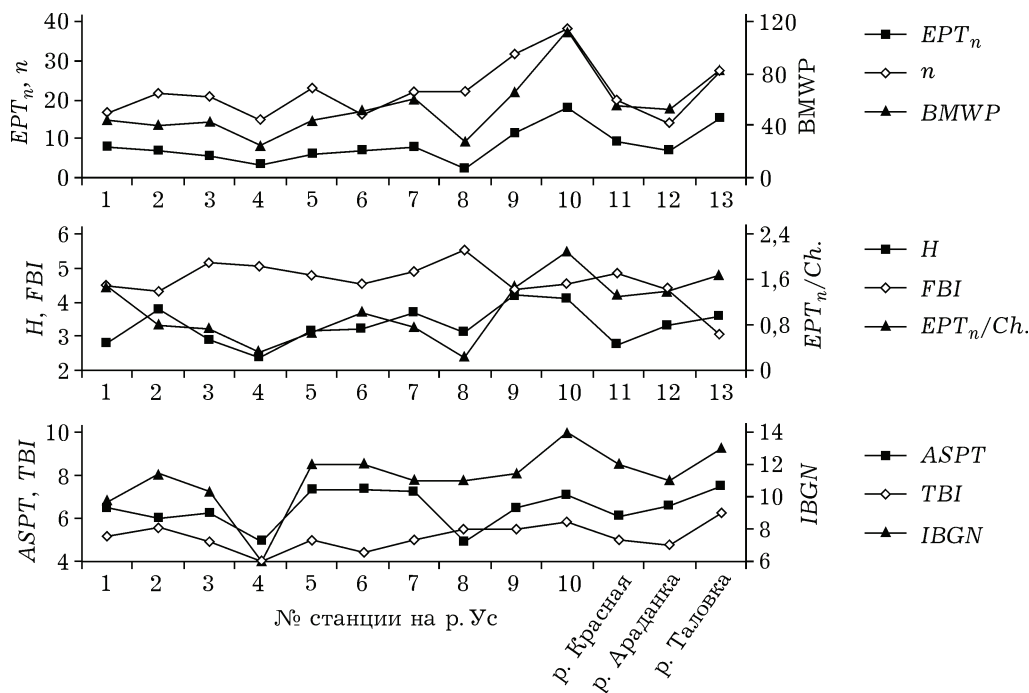


Рис. 2. Пространственная динамика значений биотических индексов и метрик в реке Ус и ее притоках

По данному показателю (индекс около 3 и более) донные сообщества исследованных водотоков достаточно высокоорганизованны (рис. 2). Максимальные значения индекса Шеннона (выше 4) и наибольшее количество видов (32–38) (см. табл. 1) отмечены в низовье р. Ус (ст. 9 и 10). На верхнем участке р. Ус (ст. 1, 3, 4) и в р. Красная индекс Шеннона оказался менее 3. Известно, что видовое разнообразие зообентоса закономерно возрастает к низовью рек [Богатов и др., 2010; Foto Menbohan et al., 2013], и в данном случае сложность заключается в разделении влияния природных и антропогенных воздействий на видовое разнообразие сообществ донных животных.

Личинки хирономид являются чувствительными индикаторами загрязнения, под воздействием которого изменяются показатели численности и соотношение между основными подсемействами личинок хирономид (*Chironominae*, *Tanypodinae*, *Orthocladinae*), толерантных или, наоборот, высоко чувствительных к загрязнению. Индекс Балускиной, учитывающий данные закономерности, широко применяется в отечественных системах мониторинга. Однако существуют противоречивые мнения по использованию хирономид для биоиндикации качества вод

(например [Безматерных, 2007; Miserendino et al., 2008]), поскольку численность *Chironominae* может быть высокой как на загрязненных, так и на чистых участках рек. Кроме того, на величину индекса может влиять сезонная динамика вылета отдельных видов хирономид, а достоверность результатов обеспечивается только при высокой численности хирономид. Следует также учитывать, что в реках даже без антропогенного воздействия характерна естественная смена доминирующих подсемейств хирономид в результате изменения условий среды вниз по течению. Большинство видов *Chironominae* и *Tanypodinae* предпочитают мягкие грунты, что снижает эффективность индекса в горных водотоках [Безматерных, 2007]. Метод Балускиной показал себя малоприменимым на многих водотоках, в том числе в бассейне Верхней Оби, малых реках Волжского бассейна, Камчатки, Республики Беларусь и др. [Безматерных, 2007; Чебанова, 2009; Головатюк, Зинченко, 2011; и др.].

Значения индекса Балускиной K в бассейне р. Ус изменялись в диапазоне 0,14–3,0 и характеризовали воду от “чистой” до “умеренно загрязненной” (см. табл. 2). Оценка качества воды по индексу K не везде согласуется с другими метриками, например ст. 10

Оценка качества вод на различных станциях бассейна р. Ус по различным биотическим индексам

	Показатели						
	<i>H</i>	<i>K</i>	<i>TBI</i> / <i>ETBI</i>	<i>BMWP</i>	<i>ASPT</i>	<i>IBGN</i>	<i>FBI</i>
р. Ус: 1	уз	уз	ч / до	н	пр	по	ох
2	ч	ч	ч / до	н	пр	по	ох
3	уз	ч	ч / со	н	пр	по	х
4	уз	уз	уз / со	п	ох	п	х
5	ч	ч	ч / со	н	пр	по	х
6	ч	ч	ч / со	х	пр	по	х
7	ч	уз	ч / со	х	пр	по	х
8	ч	ч	ч / до	н	ох	по	х
9	ч	ч	ч / до	х	пр	по	ох
10	ч	уз	ч / до	ох	пр	х	ох
11 – р. Красная	уз	уз	ч / со	х	пр	по	х
12 – р. Араданка	ч	ч	ч / со	х	пр	по	ох
13 – р. Таловка	ч	уз	ч / до	х	пр	х	пр

П р и м е ч а н и е. Качество воды: ч – чистые, уз – умеренно загрязненные, ох – очень хорошее, х – хорошее, н – невысокое, п – плохое, пр – прекрасное, по – посредственное, до – довольно чистые, со – сомнительной чистоты.

и 13 по данному показателю оценены как “умеренно загрязненные”, тогда как другие индексы указывают на более высокое качество вод. Следует отметить, что доля реофилов подсемейства Chironominae (в основном *M. junci*) значительно превышает долю Orthoclaadiinae, и особенно Tanypodinae. При этом факт доминирования Chironominae может являться не только природной особенностью донной фауны региона, но и следствием антропогенной нагрузки на исследованные водотоки.

Индекс *TBI* (Trent Biotic Index), или индекс Вудивисса, является одним из наиболее распространенных в системах биоиндикации многих стран, в том числе СНГ и ЕС. В РФ данный показатель входит в перечень Государственного стандарта [ГОСТ, 1982] и используется в сети ОГСНК Росгидромета. Индекс основан на общем разнообразии беспозвоночных и наличии в водоеме индикаторных организмов, которые при повышении степени загрязненности водоема исчезают из сообщества в определенном порядке. В бассейне р. Ус значения индекса *TBI* варьировали в небольшом диапазоне от 6 до 9, максимальные значения отмечены в низовье р. Ус (ст. 10) и р. Таловке (ст. 13) (см. рис. 2). По данному показателю вода на всех исследован-

ных станциях характеризуется как “чистая” за исключением ст. 4, где вода “умеренно загрязненная” (см. табл. 2). Высокий класс качества воды по индексу *TBI* не согласуется с результатами оценок по другим индексам.

Общим недостатком индексов Вудивисса и Балужкиной является слабая чувствительность, поскольку они не учитывают видовой состав, а индикаторные группы представляют собой достаточно крупные таксоны. Кроме того, индекс Вудивисса не учитывает относительную численность индикаторов [Dahl et al., 2004]. Следует подчеркнуть, что данные индексы разрабатывались для Европейской части, поэтому использование их для других регионов требует учета региональных особенностей бентофауны [Sandin, Hering, 2004; Чебанова, 2009].

Метод Вудивисса многократно модифицировался и расширялся различными авторами, и имеет ряд регионально адаптированных систем, многие из которых освещаются в обзорных работах (например [Шитиков и др., 2005; Безматерных, 2007; Семенченко, Разлуцкий, 2011]). Одна из таких модификаций [Duran, 2006] в виде индекса *ETBI* (Extended Trent Biotic Index) показала наибольшую чувствительность к изменению экологи-

ческих условий в малых реках бассейна р. Ус, в отличие от традиционного индекса Вудивисса. Классификация качества вод по индексу *ETVI* отличается от *TBI* и характеризует исследованные реки как “довольно чистые” и “сомнительной чистоты” (см. табл. 2).

Далее будут рассмотрены метрики и индексы, не имеющие балльных градаций относительно российских государственных стандартов и классов качества вод. Более того, для каждого индекса разработана собственная балльная градация, что усложняет их интерпретацию. Однако использование данных показателей в совокупности с применяемыми в РФ дает необходимые сведения для более полной характеристики состояния водных экосистем.

В системе мониторинга лотических систем стран ЕС широко применяется индекс *EPT*, основанный на видовом богатстве (или относительной численности) индикаторной группы беспозвоночных из отрядов Ephemeroptera, Plecoptera и Trichoptera, наименее толерантных к различным видам загрязнения [Dahl et al., 2004; Duran, 2006; Miserendino et al., 2008; Чебанова, 2009; Головатюк, Зинченко, 2011; D. J. Shilla, D. A. Shilla, 2011; Foto Menbohan et al., 2013]. Однако представители внутри комплекса *EPT* также имеют разную степень чувствительности к загрязнению, что не учитывается данным индексом. Например, поденки Baetidae, *Ephemera*, *Caenis*, *Cloeon*, веснянки *Leuctra*, ручейники Hydropsychidae наиболее толерантны к загрязнению, особенно органическому [Кимстач, 1993; Czerniawska-Kusza, 2005]. Известно, что для эталонных створов число видов *EPT* находится в пределах от 13 до 15 [Головатюк, Зинченко, 2011; Семенченко, Разлуцкий, 2011]. Данному условию отвечают станции в низовье р. Ус (ст. 9 и 10), а также р. Таловка (ст. 13), на остальных станциях индекс EPT_n ниже 10 (см. рис. 2), минимальное значение ($EPT_n = 3$) отмечено в р. Ус на ст. 4. Доля группы *EPT* в общей численности зообентоса колебалась от 2 до 61 %. Минимальные значения EPT_N характерны для р. Ус (ст. 4 и 8), максимальные – для р. Таловка (ст. 13).

Индекс *BMWP* разработан в Великобритании, широко используется в странах ЕС, Австралии и многих других [Pires et al., 2000;

Dahl et al., 2004; Czerniawska-Kusza, 2005]. При подсчете индекса используется большое количество индикаторных семейств донной фауны, каждому из которых соответствует определенный балл, согласно степени толерантности к загрязнению. Считается, что *BMWP* менее чувствителен к сезонным и другим естественным вариациям видового разнообразия беспозвоночных, а также к методам отбора проб; кроме того, *BMWP* хорошо коррелирует с другими индексами и гидрохимическими параметрами [Czerniawska-Kusza, 2005]. Значение индекса более 150 свидетельствует об исключительном качестве воды. В исследованных нами водотоках *BMWP* варьировал в широком диапазоне от 2 (р. Ус – ст. 4) до 113 (низовье р. Ус – ст. 10) (см. рис. 2). Качество воды по данному показателю в р. Ус оценивается как “невысокое”, в остальных водотоках – “хорошее” (см. табл. 2).

Следующий индекс – *ASPT* является производным от *BMWP* и уменьшает вклад случайных таксономических групп, высокочувствительных к загрязнению. Рекомендуются совместное использование обоих индексов для более адекватной оценки качества воды [Pires et al., 2000; Dahl et al., 2004; Sandin, Hering, 2004]. Однако индекс *ASPT* оказался одним из наименее чувствительных в данном исследовании и повсеместно оценивал качество воды как “прекрасное”, реже “очень хорошее” (см. табл. 2). Таким образом, индекс *ASPT* наряду с *TBI* имеет склонность преувеличивать качество вод, что подтверждено другими авторами, хотя имеются данные и об успешном применении этих индексов в биоиндикации [Dahl et al., 2004; Sandin, Hering, 2004], в частности, в малых реках бассейна Верхней и Средней Оби [Яныгина, 2014].

Индекс *IBGN* разработан во французской системе мониторинга текучих вод, и также используется в Бельгии. Данный индекс, как и *BMWP*, содержит большое число таксонов зообентоса, среди которых выделены индикаторные группы. Однако существенным его недостатком признана специфичность и малое количество высокочувствительных семейств [Семенченко, Разлуцкий, 2011]. Тем не менее в данном исследовании *IBGN* продемонстрировал более адекватные результаты, чем индексы *ASPT* и *TBI*. Абсолютные значения *IBGN* варьировали в диапазоне 1–

14, средние значения (см. рис. 2) характеризуют качество воды в реках Ус, Красная, Араданка как “посредственное”, в р. Таловка – “хорошее” (см. табл. 2).

Индекс *FBI* впервые применен на реках США и в настоящее время является стандартом в Американском агентстве по защите окружающей среды. *FBI* имеет одно важное преимущество перед другими индексами – при его расчете учитывается численность индикаторных групп, что позволяет снизить вклад случайных групп при оценке экологического состояния водотока. Как правило, индекс *FBI* применяется для индикации вод с органическим загрязнением. Он обратно связан с качеством воды, и увеличивается по мере загрязнения водотока. То есть низкие значения *FBI* указывают на увеличение численности чувствительных к загрязнению бентосных беспозвоночных и снижение толерантных таксонов [Foto Menbohan et al., 2013]. В исследованных реках качество вод по данному показателю соответствует категориям “хорошее” (реки Ус и Красная), “очень хорошее” (р. Араданка) и “прекрасное” (р. Таловка) (см. табл. 2).

Для биоиндикации часто используется соотношение численностей или числа видов высокочувствительных и интолерантных таксонов [Семенченко, Разлуцкий, 2011; Головатюк, Зинченко, 2011]. Для водотоков в бассейне р. Ус использовали метрики *EPT/Ch.* (отношение суммарной численности (или числа видов) поденок, веснянок, ручейников к хирономидам) и долю хирономид подсемей-

ства *Tanytarsini* в общей численности зообентоса. Данные метрики (как и *EPT* индекс) не имеют собственных балльных градаций, поэтому оценка качества вод по ним не может быть выполнена. Однако по некоторым данным известно, что доля *Tanytarsini* в зообентосе увеличивается по мере загрязнения, тогда как значение *EPT/Ch.*, напротив, уменьшается [Dahl et al., 2004; Семенченко, Разлуцкий, 2011; Foto Menbohan et al., 2013]. В то же время, при оценке качества вод малых рек бассейна Нижней Волги применение показателя – доли *Tanytarsini* оказалось достаточно проблематичным по причине неопределенной индикаторной значимости псаммофильных видов и локальности их обитания на песчаных грунтах [Головатюк, Зинченко, 2011]. В нашем случае личинки *Tanytarsini* присутствовали во всех исследованных реках, и их доля в зообентосе варьировала от 1 до 66 %, максимумы отмечены в р. Ус (ст. 1, 3, 4) и в р. Красная (ст. 11) вблизи от автотрассы, турбазы и поселка.

В целом наблюдалось единообразие в пространственной динамике для большинства метрик и биотических индексов (см. рис. 2): снижение показателей отмечено в р. Ус на ст. 4 и 8, максимальные значения – в низовье р. Ус (ст. 9, 10) и в р. Таловке (ст. 13).

Сходство показателей индексов и метрик на изменение качества воды отражает корреляционный анализ. При построении корреляционных графов использовались только достоверные связи (при $p < 0,05$) и коэффициенты корреляции (r) не ниже 0,5 (рис. 3).

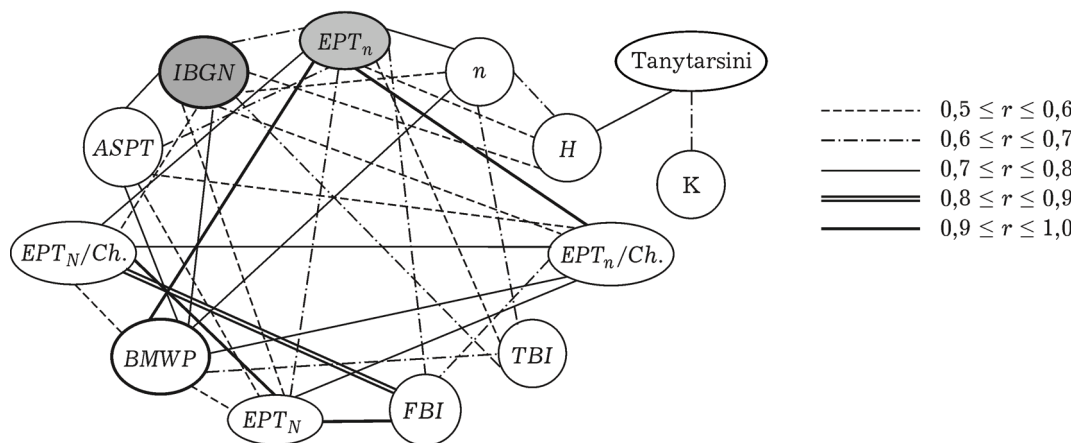


Рис. 3. Корреляционный граф взаимосвязей между различными индикационными метриками и индексами (серым цветом выделены индексы с наибольшим количеством связей)

Максимальное число достоверных связей отмечено для индексов EPT_n , $IBGN$ и $BMWP$ (10, 9 и 8 соответственно). Наиболее высокие положительные коэффициенты корреляции получены для следующих комбинаций: $EPT_n - BMWP$ (0,93), $EPT_n - EPT_n/Ch.$ (0,91), $EPT_N - EPT_N/Ch.$ (0,90) и $FBI - EPT_N/Ch.$ (0,86).

Наименьшее число корреляционных связей образовали индексы, основанные на численности хирономид – это индекс Балужкиной (K) и доля подсемейства *Tanytarsini* в общей численности зообентоса. Данные метрики закономерно взаимосвязаны друг с другом, поскольку доля *Tanytarsini* заложена в формулу расчета индекса Балужкиной. Аналогичные результаты получены и другими исследователями [Головатюк, Зинченко, 2011]. Следует отметить, что доля *Tanytarsini* является единственной метрикой, которая отрицательно коррелирует с индексом видового разнообразия Шеннона (см. рис. 3), т. е. снижение доли *Tanytarsini* приводит к увеличению индекса.

Поскольку индекс FBI обратно связан с качеством воды, то он отрицательно коррелирует с другими метриками, в частности, при расчете которых учитывается число видов или относительная численность EPT . Наиболее сильная связь FBI образована с относительной численностью комплекса EPT ($r = 0,90$), и объясняется тем, что при расчете FBI учитывается численность индикаторных организмов, в том числе поденок, веснянок и ручейников.

Общее количество видов зообентоса (n) хорошо коррелирует со многими показателями, в числе которых EPT_n , $IBGN$ и $BMWP$, образующие наибольшее число связей, а также индексы Вудивисса и Шеннона. Кроме того, EPT_n взаимосвязан с EPT_N ($r = 0,68$), т. е. численность группы EPT в исследованных сообществах зависит от количества видов EPT , что подтверждается и другими исследованиями [D. J. Shilla, D. A. Shilla, 2011]. Следовательно, количество видов в сообществе является необходимым показателем при оценке качества воды, несмотря на то, что приоритет в Водной Директиве WFD отдается экспресс-методам, не требующим определения видовой принадлежности беспозвоночных.

Исходя из результатов корреляционного анализа, индексы EPT , $BMWP$, $IBGN$ показывают согласованную реакцию и могут в ряде случаев взаимозаменять или дополнять друг друга.

Для оценки качества воды по абсолютным значениям каждого индекса разработаны индивидуальные системы градаций. Однако отсутствие единой общепринятой балльной градации снижает чувствительность использованных показателей в градиенте загрязнения, что приводит к искажению полученных значений категорий качества воды. Необходимость пересмотра системы ранжирования по классам качества вод особенно актуальна для индексов, по которым результаты оценок не совпадают с другими показателями. На важности интеркалибровки, особенно на региональном уровне, и связанных с этим проблемах акцентируют внимание многие исследователи [Sandin, Hering, 2004; Czerniawska-Kusza, 2005; Семенченко, Разлуцкий, 2011; Яныгина, 2014]. Для решения данной проблемы предлагается использовать принципы Водной директивы ЕС. Согласно требованиям WFD, экологический статус реки или речного бассейна определяется по отношению к эталонным створам. Эталонные створы должны удовлетворять некоторым условиям, наиболее важными из которых являются их типичность для данной реки или бассейна по своим физико-химическим и гидроморфологическим характеристикам, а также отсутствие антропогенной трансформации на данных участках и створах в историческом прошлом и будущей перспективе [Семенченко, Разлуцкий, 2011].

Градации качества вод определяли путем ранжирования полученных биотических индексов и метрик относительно фоновых значений. При этом показатели, отклоняющиеся от фоновых не более чем на 20 %, относили к “высокому” качеству (“очень чистые”). Показатели, составляющие 60–80 % от фоновых – к “хорошему” (“чистые”); 40–60 % – к “посредственному” (“умеренно загрязненные”); 20–40 % – к “низкому” (“загрязненные”); менее 20 % – к “плохому” качеству (“грязные”) [Голубков, 2012; Яныгина, 2014]. Нормирование биотических индексов и метрик относительно фоновых значений на эталонных створах позволяет при определении

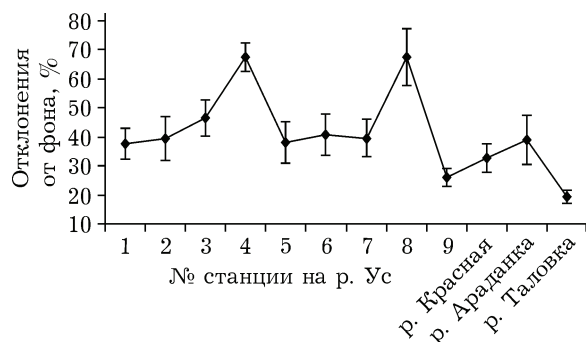


Рис. 4. Изменение интегрального показателя качества вод *IP* на различных станциях бассейна р. Ус

качества воды учитывать региональные особенности состава и структуры донных сообществ.

Станция 10, расположенная в низовье исследованного участка р. Ус, удовлетворяет всем требованиям, предъявляемым к эталонным створам и имеет максимальные значения большинства индексов и метрик. Нормирование индикаторных показателей относительно эталонного створа позволило провести оценку качества воды в единой системе в соответствии с пятибалльной шкалой (рис. 4). В качестве обобщающей характеристики для оценки качества воды предлагаются различные интегральные индексы (*IP*). По ряду причин целесообразно использовать *IP*, рассчитываемый не как сумма, а как среднее значение всех индикаторных индексов и метрик [Балушкина, 2012].

Следует подчеркнуть, что чувствительность индексов и метрик оценивалась в основном на территории национального природного парка, имеющего относительно невысокую степень антропогенной нагрузки. То есть полученные результаты отражают реакцию использованных индексов и метрик на изменение достаточно хорошего качества воды. В данных условиях большинство биоиндикаторных показателей на всех исследованных станциях в той или иной степени отклонялись от фоновых значений. Однако ряд индексов и метрик (Балушкиной, Вудивисса, *ASPT*, *FBI*, доля *Tanytarsini*) даже при нормировании показали слабую чувствительность, оценивая воду повсеместно как “очень чистую” или “чистую”, что не согласуется с результатами оценок по другим индексам и

метрикам. По этой причине некоторые индексы не включены в расчет интегрального показателя *IP*.

Наибольшие значения *IP* (более 60 %, вода “загрязненная”) выявлены в р. Ус на станциях 4 и 8 (см. рис. 4). На ст. 4 реку Ус пересекает мост трассы М-54, и доступен съезд для автомобилей прямо к воде, где происходит мойка транспорта, ведется активный любительский отлов рыбы, прилегающая к реке территория замусорена бытовыми отходами. Станция 8 расположена на несколько километров ниже села Усинское (ст. 7), через которое проходит река, собирая с площади водосбора последствия бытовой и сельскохозяйственной антропогенной деятельности. Наиболее близки к фоновым значения, а по некоторым метрикам и индексам даже лучше, станции 9 (низовье р. Ус) и 13 (р. Таловка), расположенные вдали от автомагистралей и населенных пунктов. Таким образом, наиболее чистые из изученных станций могут рассматриваться как эталонные при проведении гидроэкологического мониторинга в данном регионе.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенный сравнительный анализ различных индексов и метрик, используемых в целях биоиндикации, позволил установить, что наиболее надежными и адекватными методами для оценки качества вод малых рек, расположенных на территории национального природного парка “Ергаки” являются индексы *EPT*, *BMWP*, *IBGN*. Кроме того, обязательным условием при проведении гидроэкологического мониторинга следует признать установление видовой принадлежности беспозвоночных, количества видов в донных сообществах, а также расчет индексов видового разнообразия, несмотря на то, что приоритет отдается экспресс-методам, не требующим высокой профессиональной подготовки. Интеркалибровка биотических индексов и метрик относительно фоновых значений на эталонных створах позволила адекватно провести оценку качества вод с учетом региональных особенностей. Выявлены участки антропогенного напряжения в р. Ус, где вода оценена как “загрязненная”. Значения индек-

сов и метрик на трех станциях (ст. 9, 10, 13) могут быть использованы как фоновые при проведении гидроэкологического мониторинга на антропогенно напряженных типологически сходных реках данного региона, а также после введения в эксплуатацию железнодорожной магистрали “Кызыл – Курагино”.

Работа выполнена при финансовой и технической поддержке СКТБ “Наука” СО РАН в рамках комплексных исследований программы по поддержке стационаров институтов СО РАН.

ЛИТЕРАТУРА

- Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2001. 147 с.
- Андрианова А. В., Апонасенко А. Д., Макарская Г. В., Пономарева Ю. А. Комплексная оценка состояния экосистемы малой горной реки в районе строительства железнодорожной магистрали // Вестн. КрасГАУ. 2013. Вып. 8. С. 97–103.
- Балушкина Е. В. Использование интегрального индекса для оценки состояния биологического разнообразия и качества воды водоемов // Динамика биологического разнообразия и биоресурсов континентальных водоемов / под ред. А. Ф. Алимова, С. М. Голубкова. СПб.: Наука, 2012. С. 243–257.
- Безматерных Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири: аналит. обзор / ГПНТБ СО РАН. Сер. Экология. Вып. 85. Новосибирск, 2007. 87 с.
- Богатов В. В., Никулина Т. В., Вшивкова Т. С. Соотношение биоразнообразия фито- и зообентоса в континууме модельной горной реки Комаровки (Приморский край, Россия) // Экология. 2010. № 2. С. 134–140 [Bogatov V. V., Nikulina T. V., Vshivkova T. S. Relationship between the Biodiversity of Phyto- and Zoobenthos in the Continuum of the Model Mountain River Komarovka (Primorye, Russia) // Rus. Journ. Ecol. 2010. Vol. 41, N 2. P. 167–172].
- Глуценко Л. А., Дубовская О. П., Иванова Е. А., Шулепина С. П., Зуев И. В., Агеев А. В. Гидробиологический очерк некоторых озер горного хребта Ергаки (Западный Саян) // J. of Siberian Federal University. Biology. 2009. T. 2, N 3. С. 355–378.
- Головатюк Л. В., Зинченко Т. Д. Биотические индексы и метрики в оценке качества воды малых рек Нижнего Поволжья (на примере рек Байтуган, Камышла, Сосновка) // Особенности пресноводных экосистем малых рек Волжского бассейна / под ред. Г. С. Розенберга, Т. Д. Зинченко. Тольятти: Кассандра, 2011. С. 160–169.
- Голубков С. М. Использование принципов “Водной директивы Европейского союза” для оценки состояния биологических сообществ // Динамика биологического разнообразия и биоресурсов континентальных водоемов / под ред. А. Ф. Алимова, С. М. Голубкова. СПб.: Наука, 2012. С. 258–265.
- ГОСТ 17.1.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. М.: Изд-во стандартов, 1982. 14 с.
- Заика В. В., Молодцов В. В. Распределение реофильного бентоса в горных реках Тувы с субаэральными дельтами // Сиб. экол. журн. 2013. № 3. С. 361–366 [Zaika V. V., Molodtsov V. V. Distribution of Rheophil Benthos in the Mountainous Rivers of Tuva with Subaerial Deltas // Contemporary Problems of Ecology. 2013. Vol. 6, N 3. P. 282–286].
- Зуев И. В., Дубовская О. П., Иванова Е. А., Глуценко Л. А., Шулепина С. П., Агеев А. В. Оценка потенциальной рыбопродуктивности озера Ойское (хребет Ергаки, Западный Саян) по кормовой базе // Там же. 2012. № 4. С. 633–644 [Zuev I. V., Dubovskaya O. P., Ivanova E. A., Gluschenko L. A., Shulepina S. P., Ageev A. V. Evaluation of the Potential Fish Productivity of Lake Oiskoe (Ergaky Mountain Range, West Sayan) Basing on Food Supply // Ibid. 2012. Vol. 5, N 4. P. 470–479.]
- Кимстач В. А. Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского экономического сообщества. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. 48 с.
- Методические рекомендации по сбору и определению зообентоса при гидробиологических исследованиях водотоков Дальнего Востока России: метод. пособие. М.: Изд-во ВНИРО, 2003. 95 с.
- Петрожицкая Л. В., Родькина В. И., Заика В. В. Распределение амфибиотических насекомых различных трофических групп в горных и степных реках Западной Тувы // Биология внутренних вод. 2010. № 2. С. 27–35 [Petrozhitskaya L. V., Rodkina V. I., Zaika V. V. Distribution of Amphibiotic Insects of Different Trophic Groups in Mountainous and Steppe Rivers of Western Tuva // Inland Water Biology. 2010. Vol. 3, N 2. P. 126–134].
- Семенченко В. П., Мороз М. Д. Сравнительный анализ биотических индексов в системе мониторинга текущих вод биосферного заповедника // Водн. ресурсы. 2005. Т. 32, № 2. С. 223–226.
- Семенченко В. П., Разлуцкий В. И. Экологическое качество пресных вод. 2-е изд., испр. Минск: Белорусская наука, 2011. 328 с.
- Ткачев Б. П., Булатов В. И. Малые реки: современное состояние и экологические проблемы: аналит. обзор / ГПНТБ СО РАН. Сер. Экология. Новосибирск, 2002. Вып. 64. 114 с.
- Чебанова В. В. Бентос лососевых рек Камчатки. М.: Изд-во ВНИРО, 2009. 172 с.
- Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2 кн. М.: Наука, 2005. 281 с.
- Яныгина Л. В. Зообентос бассейна Верхней и Средней Оби: воздействие природных и антропогенных факторов: автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Владивосток, 2014. 40 с.
- Czerniawska-Kusza I. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment // Limnologia. 2005. Vol. 35. P. 169–176.
- Dahl J., Johnson R. K., Sandin L. Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates // Hydrobiologia. 2004. Vol. 516. P. 161–172.
- Duran M. Monitoring water quality using benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters of Beh-

- zat Stream in Turkey // Polish Journ. of Environ. Stud. 2006. Vol. 15, N 5. P. 709–717.
- Foto Menbohan S., Tchakonte S., Ajeagah Gideon A., Zebaze Togouet S. H., Bilong Bilong C. F., Njiné T. Water Quality Assessment Using Benthic Macroinvertebrates in a Periurban Stream (Cameroon) // The Intern. Journ. Biotechnol. 2013. Vol. 2(5). P. 91–104.
- Miserendino M. L., Brand C., Di Prinzio C. Y. Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina) // Water Air Soil Pollut. 2008. Vol. 194. P. 91–110.
- Pires A. M., Cowx I. G., Coelho M. M. Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal) // Hydrobiologia. 2000. Vol. 435. P. 167–175.
- Sandin L., Hering D. Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration // Ibid. 2004. Vol. 516. P. 55–68.
- Shilla D. J., Shilla D. A. The effects of catchment land use on water quality and macroinvertebrate assemblages in Otara Creek, New Zealand // Chemistry and Ecology. 2011. Vol. 27 (5). P. 445–460.

The Use of Biotic Indices and Metrics in the Evaluation of Water Quality on the Territory of the Ergaki Nature Park (the South of Krasnoyarsk Krai)

A. V. ANDRIANOVA

*Institute of Computational Modeling SB RAS
660036, Krasnoyarsk, Akademgorodok, 50
E-mail: andrav@icm.krasn.ru*

The species composition, spatial distribution and structure coefficients of benthic communities in small mountain streams on the territory of the Ergaki nature park (the south of the Krasnoyarsk Krai) were characterized. The comparative analysis of biotic indices and metrics, some of which are used by the European Water Framework Directive to evaluate water quality, was carried out. It was determined that the *EPT*, *BMWP* and *IBGN* indices had greater sensitivity, therefore they could be recommended as the standard in the evaluation of water quality of small mountain streams of that region. The gradation of water quality was determined and the integrated index was introduced after the ranking of obtained biotic indices and metrics in comparison to the background value.

Key words: small streams, the Ergaki nature park, macrozoobenthos, lithoreophilous community, bioindication, water quality, biotic indices.