



© Г. Ц. Цыбекмитова, А. П. Куклин, Н. А. Ташлыкова, Е. Ю. Афонина, Б. Б. Базарова,
М. Ц. Итигилова, Е. П. Горлачёва, П. В. Матафонов, А. В. Афонин

DOI: [10.15293/2226-3365.1703.12](https://doi.org/10.15293/2226-3365.1703.12)

УДК 574.632

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРА КЕНОН – ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ТЭЦ-1 (ЗАБАЙКАЛЬСКИЙ КРАЙ)*

Г. Ц. Цыбекмитова, А. П. Куклин, Н. А. Ташлыкова, Е. Ю. Афонина, Б. Б. Базарова,
М. Ц. Итигилова, Е. П. Горлачёва, П. В. Матафонов, А. В. Афонин (Чита, Россия)

Проблема и цель. В данной статье (на примере водоема-охладителя оз. Кенон) рассмотрены последствия одной из глобальных проблем современности – загрязнение водных экосистем токсичными веществами. Цель данной работы заключается в изучении закономерностей миграции и распределения средне- и высокотоксичных элементов (Hg, As, Pb, Zn, Cr, Cu, Cd, Mn) в компонентах экосистемы оз. Кенон.

Методология. Сбор, качественная и количественная обработка проб различных групп гидробионтов проводилась стандартными методами. Элементные составы проб воды, донных отложений и гидробионтов определяли в аналитическом сертификационном испытательном центре ФГБУН Института проблем технологии и микроэлектроники и особо чистых материалов РАН (АСИЦ ИПТМ РАН) с использованием методов атомной эмиссии *iCAP-6500 Thermo Scientific* (США) и масс-спектра *X-7, Thermo Elemental* (США).

*Работа выполнена в рамках проекта ФНИ IX.137.1.1, при финансовой поддержке гранта РФФИ № 14-05-98013 – р_сибирь_a.

Цыбекмитова Гажит Цыбекмитовна – кандидат биологических наук, доцент, исполняющий обязанности заведующей лабораторией водных экосистем, Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук.

E-mail: gazhit@bk.ru

Куклин Алексей Петрович – кандидат биологических наук, научный сотрудник, лаборатория водных экосистем, Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук.

E-mail: kap0@mail.ru

Ташлыкова Наталия Александровна – кандидат биологических наук, научный сотрудник, лаборатория водных экосистем, Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук.

E-mail: nattash2005@yandex.ru

Афонина Екатерина Юрьевна – кандидат биологических наук, научный сотрудник, лаборатория водных экосистем, Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук.

E-mail: kataf@mail.ru

Базарова Бальжит Батовевна – кандидат биологических наук, доцент, старший научный сотрудник, лаборатория водных экосистем, Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук.

E-mail: balgit@mail.ru



Результаты. Полученные результаты свидетельствуют о том, что концентрации тяжелых металлов в воде озера, за исключением ртути, достаточно низкие. В донных отложениях среднее содержание мышьяка – в 1,4 раза, кадмия – в 2,5 раза превышают фоновые значения. По показателям коэффициентов трофического усиления тяжелых металлов в цепях питания установлено, что ртуть концентрируется в пищевой цепи от низшего к высшему трофическому уровню, свинец преимущественно аккумулируется в планктонном сообществе. Также отмечено, что такие элементы, как As, Cr, Cu, Cd при миграции задерживаются на уровне продуцентов (фитопланктон, харовые водоросли, высшая водная растительность).

Заключение. Обосновывается возможность накопления тяжелых металлов в водных экосистемах, использующихся при работе ТЭЦ, а также перспективы использования гидробионтов в качестве биоиндикаторов загрязнения тяжелыми металлами среды. Понимание процессов, происходящих в водных экосистемах, в том числе миграции тяжелых металлов, на этапе планирования работ позволит снизить экологические риски.

Ключевые слова: гидрохимия; гидробиология; тяжелые металлы; водоросли; беспозвоночные; высшая водная растительность; коэффициент биофильности; коэффициент трофического усиления.

Постановка проблемы

Озеро Кенон относится к Читино-Ингодинскому остепненно-котловинному округу Ингодино-Ононской котловинно-среднегорной провинции Южно-Сибирской горной области. Оно является одним из крупных водоемов Верхнеамурского бассейна. Озеро и преобладающая часть его водосборного бассейна находятся в пределах территории г. Чита, имеют рекреационное и рыбохозяйственное значение для городского населения. С 1965 г. используется в качестве водоема-охладителя

ТЭЦ-1 [22]. Золошлакоотвал был построен в водосборном бассейне оз. Кенон без фильтрационного экрана. Накоплено свыше 10 млн м³ золошлаковых отходов [21].

На гидрохимическое состояние вод оз. Кенон оказывают воздействие не всегда кондиционные сточные воды, выбрасываемые ТЭЦ-1, фильтрационные воды золошлакоотвала, напрямую попадающие в водоем.

Наибольшую экологическую опасность представляют тяжелые металлы (ТМ), в том числе содержащиеся в золе и шлаке [20; 11].

Итигилова Мыдыгма Цыбекмитовна – кандидат биологических наук, доцент, ведущий научный сотрудник, лаборатория водных экосистем, Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук.

E-mail: imts49@mail.ru

Горлачёва Евгения Павловна – научный сотрудник, лаборатория водных экосистем, Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук.

E-mail: gorlacheva@mail.ru

Матафонов Пётр Викторович – кандидат биологических наук, научный сотрудник, лаборатория водных экосистем, Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук.

E-mail: benthos@yandex.ru

Афонин Алексей Владимирович – ведущий инженер, лаборатория водных экосистем, Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук.

E-mail: AlexAAV@yandex.ru

ТМ изменяют качество вод, накапливаются в гидробионтах, меняют биоразнообразие и структуру популяций¹ [1; 2; 5; 12–14; 23]. В работах, посвященных изучению влияния ТМ на водные организмы разных трофических уровней, огромное внимание уделяется вопросам накопления ТМ гидробионтами. Многие авторы отмечают, что продуценты, как отдельные группы, так и различные части целого организма, проявляют избирательность в отношении аккумуляции ТМ [8; 12; 16]. Так, в бурых водорослях содержание As, Zn, Mn выше, чем в зеленых водорослях [8]. Побег макрофитов характеризуется повышенной концентрацией свинца, по отношению к корням этого же растения. Медь, напротив, лучше аккумулируется корневой системой [4; 16]. Аналогичная картина наблюдается у водных организмов более высоких трофических уровней (беспозвоночных и рыб) [3; 6; 7; 9; 13–15; 18–19]. Избирательность аккумуляции объясняется сходством ряда химических элементов со специфическими метаболитами в тканях и клетках органов. Полученные в результате исследований материалы являются ценной базой для разработки систем биоиндикации и мониторинга ТМ на уровне фоновых концентраций.

Грядущее освоение территории Забайкалья, в том числе энергетическое, может оказать негативное влияние на водные экосистемы региона. Понимание процессов, происходящих в водных экосистемах, в том числе и миграции тяжелых металлов, на этапе планирования работ позволит снизить экологические риски. Поэтому целью настоящей работы является оценка миграции ТМ в экосистеме озера Кенон, более 50 лет используемого в качестве водоема-охладителя ТЭЦ.

Материалы и методы

Морфологические, гидрохимические характеристики и видовой состав сообществ гидробионтов озера Кенон даны в работе [6]. Для изучения вопроса влияния ТМ на экосистему водоема с 2012 по 2015 гг. был проведен отбор проб воды, донных отложений и гидробионтов на пяти станциях озера (рис. 1).

Отбор проб воды проводили с различных горизонтов озера плексиглазовым батометром Паталаса (объем 6 л). Воду одномоментно фильтровали через мембранный фильтр в инертные пластиковые пробирки объемом 15 мл, подкисляли (Nitric acid 65 % Suprapur, Merck) фильтрат до *pH* менее 2. Пробы для определения ртути, объемом 15 мл, отдельно консервировали смесью азотной кислоты с добавкой 0,01 % бихромата калия. Пробы донных отложений отбирались из поверхностного слоя донных отложений с помощью дночерпателя Петерсена с площадью захвата 0,025 м². Сбор фитопланктона проводили путем траления сети с размером ячеи 87 мкм, в которую был вшит конус из мельничного сита с размером ячеи 106 мкм. Сбор зоопланктона проводили методом тотальной ловли по вертикали сетью Джели (диаметр входного отверстия 24 см, фильтрующий конус из сита с ячеей 60 мкм). Дальнейшее отделение крупной зоопланктонной фракции осуществляли с помощью сита с ячеей 112 мкм. Сбор личинок *Chironomus* spp. проводили дночерпателем Петерсена (0,025 м²) в глубинной зоне озера, сбор амфипод и моллюсков *Lymnaea* spp. – по прибрежью. Из гидрофитов были отобраны образцы *Potamogeton* sp. и *Chara* sp. Отлов рыб производился стандартным набором сетей. Исследование содержания ТМ проводилось в навесках мышц и в пищевом комке.

¹ Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: контроль и оценка влияния. – М.: Мир, 1987. – 288 с.

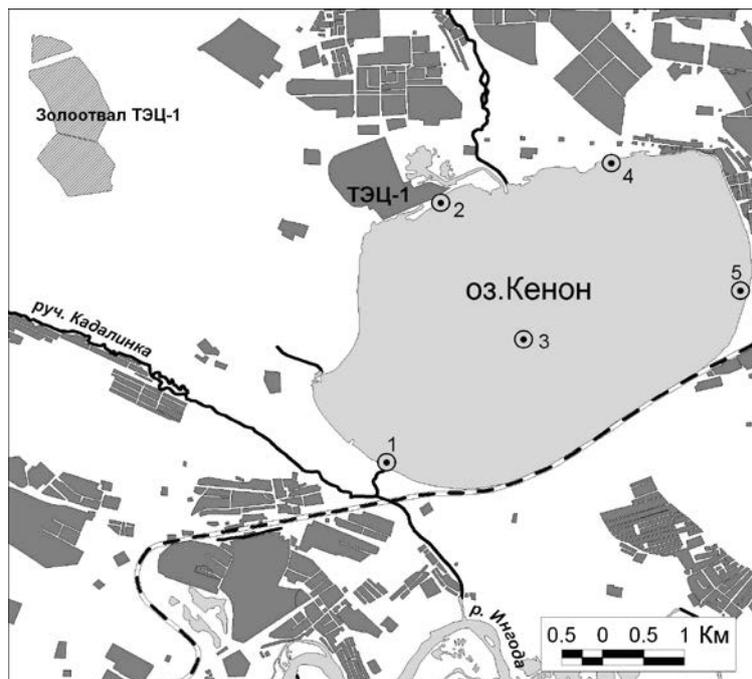


Рис. 1. Карта-схема расположения станций отбора проб
Fig.1. Schematic map of the location of sampling stations

Примечание. 1 – устье р. Кадалинка, 2 – район сброса ТЭЦ, 3 – Центр, 4 – КСК, 5 – Нефтебаза
Note. 1 – Kadalinka river, 2 – influence of CHP warm waters, 3 – the open part, 4 – Northern coastal, 5 – Eastern coastal

Образцы донных отложений и гидробионтов взвешивали, затем высушивали при температуре 65 °С в сушильном шкафу ES-4620 до постоянного веса. Содержание ТМ в образцах проводили в аналитическом сертификационном испытательном центре Института проблем технологии и микроэлектроники и особо чистых материалов РАН (АСИЦ ИПТМ РАН). Элементный состав в пробах воды, донных отложений и в образцах гидробионтов определяли атомно-эмиссионным (iCAP-6500, Thermo Scientific, США) и масс-спектральным (X-7, Thermo Elemental, США) методами анализа. Для контроля качества анализа применялись Certified Reference Material “Trace Metals in Drinking Water” производства High-Purity Standards (США); Габбро Эссекситовое СГД-1А (ГСО 521-84П); *Elodea canadensis* Michx. (1803) (SRM, EK-1, registration number

СООМЕТ 0065-2008-RU); Oriental Basma Tobacco Leaves (INCT-OBTL-5) и Oriental Polish Virginia Tobacco Leaves (INCT-PVTL-6); мышцы *Perca fluviatilis* Linnaeus (SRM, Baikal perch tissue, BOK-2, registration number СООМЕТ CRM 0068-2009-Ru).

Были рассчитаны коэффициент биофильности ТМ (КБФ) и трофического усиления (КТУ). КБФ рассматривался как отношение содержания ТМ (тяжелого металла) в организме к содержанию его в окружающей среде (в воде и донных отложениях), по формуле: $КБФ = ТМ(орг) / ТМ(среды)$, где ТМ(орг) – содержание элемента в исследуемом организме или органе, ТМ(среды) – содержание элемента в воде или донных отложениях. Коэффициент трофического усиления (КТУ) понимался как отношение концентрации элемента в хищнике к концентрации эле-

мента в жертве. Расчет производился по формуле: $КТУ = ТМ \text{ (хищник)} / ТМ \text{ (жертва)}$, где ТМ (хищник) – содержание элемента в организме или органе хищника, ТМ (жертва) – содержание элемента в организме жертвы².

Статистическая обработка полученных данных проводилась при помощи компьютерного пакета программы STATISTICA 10 для Windows (Copyright © StatSoft, Inc) и Excel при уровне значимости $p < 0,05$.

Результаты исследования

В отобранных фитопланктонных пробах по численности доминировали зеленые водоросли (*Tetraëdron minimum* (A. Br.) Hansgirg, *Tetrastrum komarekii* Hindak, *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Brebisson и виды рода *Oocystis* (70–98 %), по биомассе (70–98 %) – динофлагелляты (*Ceratium hirundinella* (O.F.M.) Bergh). Из гидрофитов наибольшую

площадь занимали *Potamogeton* sp. и *Chara* sp. Они произрастали по всему периметру озера. На отдельных участках растительность распространяется от уреза воды до максимальных глубин. По центральному и восточному секторам озера преобладают сообщества *Potamogeton* sp. Зоопланктонное сообщество состояло из *Ceriodaphnia quadrangulata* (O.F. Müller) – 36–55 %, *Neutrodiaptomus incongruens* (Poppe) – 13–30 %, и прочих ветвистоусых – 7–19 % по численности видов. Прибрежные сообщества зообентоса включали амфипод *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) и *Gammarus lacustris* Sars, и моллюсков *Lymnaea* spp. Доминирующими видами рыб были *Carassius auratus gibelio* (Bloch), *Leuciscus waleckii* (Dybowski) и *Perca fluviatilis* Linnaeus. Основные компоненты питания преобладающих видов рыб приведены в таблице 1.

Таблица 1

Основные компоненты питания доминирующих видов рыб
(% от массы пищевого комка)

Table 1

The main food components of dominant species (% by weight of the bolus)

Вид	Основные компоненты питания
<i>Perca fluviatilis</i> (n = 25)	Амфиподы, личинки и куколки хирономид (15–20 %), рыба (80 %)
<i>Carassius auratus gibelio</i> (n = 25)	Харовые, нитчатые (50 %), остракоды, мелкие хирономиды (10 %), циклопы (5 %), детрит (35 %)
<i>Leuciscus waleckii</i> (n = 20)	Рдест (80 %), детрит (20 %)

Полученные содержания средне- и высокотоксичных элементов (Hg, As, Pb, Zn, Cr, Cu, Cd, Mn) в компонентах экосистемы оз. Кенон позволили нам провести анализ накопления элементов по трофическим цепям.

Растворенная Hg поступает в озеро (0,38 мкг/л) с фильтрационными водами зоолошлакоотвала ТЭЦ-1 [26]. В воде озера концентрация Hg превышает в 18 раз ПДК_{рх}³.

² Пастухов М. В. Экологические аспекты аккумуляции ртути гидробионтами Байкало-Ангарской водной системы: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Иркутск, 2012. – 22 с.

³ Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного назначения // Приказ Росрыболовства от 18.01.2010 г.

В донных отложениях значение Hg не превышает Кларк осадочных пород ($K_{оп}$) (табл. 2) [18]. Наибольшее концентрирование Hg происходит на уровне планктонных организмов. В мелкоразмерной (кормовой) фракции планктона содержание Hg превышает концентрацию в крупноразмерном зоопланктоне. Больше содержание Hg, в соответствии с их питанием, выявлено у факультативного хищника

P. fluviatilis и растительноядной *L. waleckii*, обитающих в зарослях рдеста (табл. 1 и 2).

КТУ Hg гидробионтами оз. Кенон идет в направлении: фитопланктон – зоопланктон; *Chara sp.* – *C. gibelio*; *Potamogeton sp.* – *L. waleckii*; *Chara sp.* – Amphipoda – *P. fluviatilis*; фитопланктон – зоопланктон – *L. waleckii* (рис. 2).

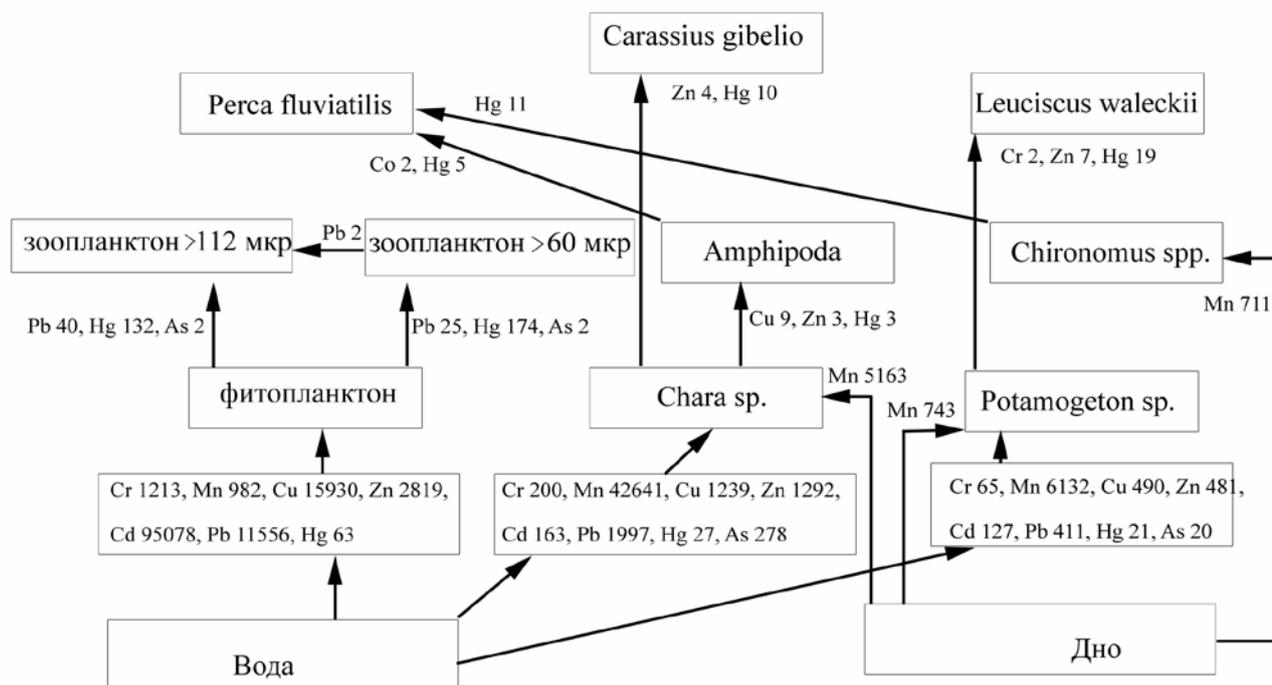


Рис. 2. Коэффициент биологического накопления токсичных элементов для растительности и коэффициенты трофической магнификации в экосистеме оз. Кенон (цифры показывают увеличение концентрации в n раз)

Fig. 2. Bioaccumulation and magnification factors of toxic elements for vegetation in the ecosystem of the Kenon Lake (numbers indicate an increase in the concentration of n times)

Максимальные концентрации **Zn** в экосистеме озера Кенон отмечены в донных отложениях и в организмах, ведущих донный и придонный образ жизни. Из растительных организмов Zn в большей степени накапливается в фитопланктоне, чем в харовых водорослях и в рдестах. Харовые водоросли обладали большей накопительной способностью по сравнению с

Potamogeton sp. Наибольшее содержание Zn отмечено в мышцах *C. auratus gibelio* и *P. fluviatilis* (табл. 2).

КТУ Zn гидробионтами оз. Кенон идет в направлении: фитопланктон – *Chironomus spp.* – *P. fluviatilis*; *Chara sp.* – *C. gibelio*; *Potamogeton sp.* – *L. waleckii*; *Chara sp.* – Amphipoda (рис. 2).



Таблица 2

Средние концентрации химических элементов в компонентах экосистемы оз. Кенон

Table 2

Mean concentrations of the chemical elements in components of the Kenon Lake ecosystem

Компоненты	Ед. изм.	Cr	Mn	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
Донные отложения, влажность 70 %, $n = 5$	мкг/кг	13874	33	24535	43243	8979	75	25	12072
	S.D.	2114	10	3351	3694	2474	9	20	2375
Вода, $n = 10$	мкг/л	1,0	4,0	0,86	2,7	8,6	0,03	0,18	0,16
	S.D.	0	1,78	0,11	1,04	0,77		0,08	0,07
Фитопланктон, $n = 5$	мкг/кг	1213	3930	13700	7612	73	2852	11	1849
	S.D.	143	265	7248	392	20	152	13	195
<i>Chara</i> sp., $n = 10$	мкг/кг	200	170563	1066	3488	2 388	5	5	320
	S.D.	94	12327	255	114	663	1,4	2,8	381
<i>Potamogeton</i> sp., $n = 10$	мкг/кг	65	24528	422	1306	171	4	4	66
	S.D.	43	1533	95,6	202	77,7	1,2	0,6	39
Планктон, (< 112 мкм), $n = 5$	мкг/кг	803	19879	4070	7624	164	1767	1989	46787
	S.D.	104	2502	115	389	10	981	207	2812
Зоопланктон, (> 112 мкм), $n = 5$	мкг/кг	543	9044	3865	9229	145	1843	1503	73781
	S.D.	31	690	171	311	47	155	130	7 530
Амфиподы, $n = 7$	мкг/кг	86	4920	9970	10400	554	5	16	70
	S.D.	15	3030	1170	1130	227	2	8	36
<i>Chironomus</i> spp., $n = 7$	мкг/кг	500	23500	3570	14900	875	18	7	464
	S.D.	300	18100	1 600	5200	500	19	1	200
<i>P. fluviatilis</i> , $n = 6$	мкг/кг	41	433	338	11583	< ПО	< ПО	78	6
	S.D.	2	12	32	109	НД	НД	3	3
<i>C. auratus gibelio</i> , $n = 6$	мкг/кг	43	192	228	15 532	16	< ПО	51	92
	S.D.	9	39	57	919	1,4	НД	7	10
<i>L. waleckii</i> , $n = 8$	мкг/кг	120	240	600	8 950	< ПО	< ПО	71	19
	S.D.	41	12	45	801	–	–	6	2
ПО, донные отложения	мкг/кг	600	0,1	800	500	80	40	5	80
ПО, вода	мкг/л	4	1	4	9	1	0,09	0,2	0,4
ПО, биота	мкг/кг	20	50	40	70	10	4	4	10
ПДК _{рх}	мкг/л	20	10	1	10	50	5	0,01	6
К _{оп}	мкг/кг	100000	670000	57000	80000	6600	30	400	20000

Примечание. ПО – предел обнаружения метода; НД – нет данных; S.D. – среднее стандартное отклонение; ПДК_{рх} – предельно допустимая концентрация для рыбохозяйственных водоемов²; К_{оп} – кларк осадочных пород.

Note: DL – the detection limit of the method, ND – not determined, MAC – the maximum permissible concentration in fishery waters², US EPA CCC – maximum concentration of the element in water for permanent aquatic communities to occur without harmful impact [19].



Поступление **Pb** в озеро происходит с выбросами ТЭЦ-1. Среднегодовой расход топлива на ТЭЦ-1 составляет 3,6 млн т бурого угля. По расчетным данным при сжигании 1000 тонн угля в атмосферу выбрасывается до 5 т свинца⁴. Свинец, выпадающий на акваторию оз. Кенон, до поступления в донные отложения, удерживается фито- и зоопланктонными организмами. В крупноразмерном зоопланктоне накопление **Pb** больше, чем в мелкоразмерной кормовой фракции планктона. Незначительно содержание **Pb** в харовых водорослях, рдестах и в мышцах рыб (табл. 2).

КТУ **Pb** гидробионтами оз. Кенон идет в направлении: фитопланктон – зоопланктон (рис. 2).

Из **Cr, Mn, Cu, As** и **Cd** в воде концентрации сопоставимые с ПДК_{рх} имеет **Cu**, по остальным элементам – содержания значительно ниже ПДК_{рх}. Исключение составляет станция № 2 в районе сброса ТЭЦ-1, где их концентрации, как и большинства других элементов, достигают высоких величин. Фильтрационные воды золошлакоотвала впадают в озеро рядом с местом сброса оборотных вод, где и образуется очаг максимального загрязнения. По содержанию загрязняющих компонентов донные отложения в этом районе соответствуют составу золошлаковых отходов с коэффициентом корреляции 0,92. Поскольку при строительстве ТЭЦ-1 донные отложения северо-западной части озера были перемещены и использованы для основания площадки ТЭЦ, то возраст современных донных осадков соответствует времени работы станции и их загрязнение не может быть реликтовым, а является современным [26]. В целом, среднее содержание в донных отложениях по **As** – в 1,4

раза и **Cd** – в 2,5 раза превышают значения $K_{оп}$ (табл. 2).

КБФ по отношению к воде наибольший по **Cd, Cu, Cr, As** преимущественно у фитопланктона и харовых водорослей. КТУ для **As** прослеживается в трофической цепи: фитопланктон – зоопланктон – Amphipoda, для **Cu** в цепи: *Chara* sp. – Amphipoda, для **Cr**: *Potamogeton* sp. – *L. waleckii* (рис. 2).

Ряды содержания элементов в экосистеме оз. Кенон представлены следующим образом: в *Chara* sp. – $Mn > Zn > As > Cu > Pb > Cr > Cd > Hg$, в личинках хирономид – $Mn > Zn > Cu > As > Cr > Pb > Cd > Hg$, в амфиподах – $Zn > Cu > Mn > As > Cr > Pb > Hg > Cd$, в моллюсках: $Mn > Zn > Cu > As > Pb > Cd > Hg$, в мышцах рыб: *P. fluviatilis* – $Zn > Mn > Cu > Hg > Cr > Pb > (As \text{ и } Cd)$; *C. auratus gibelio* – $Zn > Cu > Mn > Pb > Hg > Cr > As > Cd$; *L. waleckii* – $Zn > Cu > Mn > Cr > Hg > Pb$ (**As** и **Cd**) (табл. 2).

Обсуждение

На геохимическом барьере происходит резкое уменьшение интенсивности миграции химических элементов и, как следствие, их концентрация⁵. В водных экосистемах живые организмы являются участниками геохимической миграции элементов и выступают в качестве биологического барьера. Химические элементы, поступающие в водные экосистемы, через систему трофических взаимосвязей избирательно накапливаются в организмах.

Содержание **Hg** в воде пресноводных экосистем европейской части России, Кавказа и Тянь-Шаня, представленные в работе⁶ как фоновые, не превышают 0,05 мкг/л. В воде оз. Кенон концентрация **Hg** выше в 3,6 раза

⁴ Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды в Читинской области за 2006-2007 гг. – Чита: Экспресс-типография, 2008. – С. 91–109.

⁵ Алексеенко В. А., Алексеенко Л. П. Геохимические барьеры: учебное пособие. – М.: Логос, 2003. – 144 с.

⁶ Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. – Л.: Гидрометеоздат, 1991. – 311 с.

(табл. 2). Ртуть в водной экосистеме сохраняется долго. Отложения ртути могут создавать риск для водных экосистем и окружающей среды на протяжении длительного времени. Например, в результате залпового выброса ртути в реку Нура (Центральный Казахстан) во второй половине XX века, продолжается фиксирование загрязнения воды в пределах от 0,2 до 0,5 мкг/л [2]. Содержание Hg в разных фракциях планктона оз. Кенон (табл. 2) повышено относительно водоемов Сибири⁷ и ниже, чем показатели загрязнения зоопланктона оз. Большое Яровое (1,5 мкг/г сухой массы), подверженного воздействию отходов химического комбината [22]. Содержание Hg в окуне оз. Кенон (табл. 2) выше, чем в оз. Чаны и в Чивыркуйском заливе оз. Байкал [25], но ниже, чем в окуне Братского водохранилища. Содержание Hg в харовых водорослях оз. Кенон существенно больше, чем в макрофитах озер Алтайского края [22]. В сравнении с данными по другим водоемам полученные средние содержания ртути в моллюсках *Lymnaea* spp. находится на уровне слабозагрязненных водоемов [5]. *S. gibelio* в оз. Кенон, накапливает Hg в мышцах в 40 раз выше, чем в оз. Чаны [25], что сравнимо с результатами для водоемов, подверженных техногенному загрязнению⁸.

В макрофитах оз. Кенон (табл. 2) отмечаются меньшие содержания Zn по сравнению с данными⁹. Тем не менее именно из макрофитов происходит накопление Zn рыбами (рис. 2). В пищевом комке карася серебряного были обнаружены остатки харовых водорослей, а у чебака – рдеста. В мышцах данных видов рыб

содержание Zn в 2–5 раз выше, чем в оз. Чаны [25], сравнимы с данными по Воткинскому водохранилищу [19].

Концентрация Cr в зоопланктоне оз. Кенон в 2–3 раза выше таковой, чем в северных финских озерах с доминированием летнего роторного комплекса, но ниже, чем в озерах с превалированием ветвистоусых ракообразных (*Daphnia*) [14]. Значительное концентрирование Cu в фитопланктоне обусловлено взаимосвязью данного элемента с фотосинтезом и ростом клеток [10]. Марганец, включаясь в биогеохимический круговорот в водных экосистемах, при высоких содержаниях оказывает токсическое влияние на организмы¹⁰. Мигрируя в кислых условиях, Mn активно осаждается на кислородном барьере, формируемом водной растительностью, а также при дыхательных колебаниях личинок *Chironomus* spp. Наибольший рост концентрации относительно воды показал Cd в фитопланктоне, увеличив свою концентрацию более чем в 95 000 раз.

Наиболее значимым барьером на пути элементов из донных отложений в воду выступает водная растительность. Это связано со способностью макрофитов аккумулировать ТМ как из водной среды, так и из донных осадков [1]. Элементы из воды активно накапливаются в планктонной трофической цепи. Через фитопланктон они поступают в организмы фильтраторы зоопланктона. Рыбы как пищевой ресурс, активно используемый человеком, способны накапливать наиболее токсичные элементы (например, ртуть). Они в поисках

⁷ Леонова Г. А. Геохимическая роль планктона континентальных водных экосистем в концентрировании и перераспределении микроэлементов: автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Новосибирск, 2007. – С. 10–14.

⁸ Пастухов М. В. Экологические аспекты аккумуляции ртути гидробионтами Байкало-Ангарской водной системы: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Иркутск, 2012. – 22 с.

⁹ Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. – Л.: Гидрометеоздат, 1991. – 311 с.

¹⁰ Там же

пищи разрушают растительный покров дна водоемов, что может приводить к вторичному загрязнению ТМ экосистемы.

Заключение

Главными факторами высоких концентраций ТМ в гидробионтах являются: состояние водной среды и величина ее загрязнения, занимаемый гидробионтами трофический уровень и природа самого элемента, определяющая его способность к миграции в живых системах.

В экосистеме озера Кенон увеличивают концентрацию относительно воды Hg и Zn, а в планктонной цепи – Pb и As. Большинство элементов при их миграции задерживается на

уровне растительности (фитопланктон, харовые водоросли, высшая водная растительность).

Загрязнение водных экосистем ТМ является потенциальной угрозой для живых систем. Исследование естественных водных экосистем под воздействием техногенного влияния ТЭС способствует накоплению знаний о возможностях их функционирования. С практической точки зрения, полученные результаты необходимы для разработки методов защиты пищевых цепей от проникновения токсикантов в опасных концентрациях, для выяснения возможности использования гидробионтов в качестве биоиндикаторов загрязненной ТМ среды, для выявления реакции организмов на загрязнение.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Cardwell A. J., Hawker D. W., Greenway M.** Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia // *Chemosphere*. – 2002. – Vol. 48, Issue 7. – P. 653–663. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00164-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00164-9)
2. **Heaven S., Ilyushenko M. A., Tanton T. W., Ullrich S. M., Yanin E. P.** Mercury in the river Nura and its floodplain, Central Kazakhstan. I. River sediments and water // *Science of the Total Environment*. – 2000. – Vol. 260, Issue 1-3. – P. 35–44. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00540-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00540-4)
3. **Jayakumar N., Francis T., Jawahar P., Rajagopalsamy C. B. T., Santhakumar R., Subburaj A.** Acute Cadmium Toxicity Induced Impairments in the Liver and Kidney of Freshwater Catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch) // *Indian Journal of Science and Technology*. – 2016. – Vol. 9, Issue 8. – P. 131–136. DOI: <http://dx.doi.org/10.17485/ijst/2016/v9i8/82144>
4. **Jha P., Samal A. C., Santra S. C., Dewanji A.** Heavy metal accumulation potential of some wetland plants growing naturally in the city of Kolkata, India // *American Journal of Plant Sciences*. – 2016. – № 7. – P. 2112–2137. DOI: <http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2016.715189>
5. **Kuklin A. P., Matafonov P. V.** Background concentrations of heavy metals in benthos from transboundary rivers of the Transbaikalia region, Russia // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2014. – Vol. 92, Issue 2. – P. 137–142. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-013-1179-0>
6. **Kuklin A. P., Tsybekmitova G. Ts., Gorlacheva E. P., Bazarova B. B., Afonin A. V.** The ecosystem of Lake Kenon: past and present (Transbaikal Territory, Russia) // *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. – 2016. – Vol. 34, Issue 3. – P. 507–516. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00343-016-4285-0>
7. **Kyrychuk G. Ye.** Characteristics of distribution of ions of heavy metals in freshwater mollusks under the parallel action of copper ions and trematode invasion // *Studia Biologica*. – 2015. – Vol. 9. – № 3-4. – P. 107–118. URL: http://bioweb.lnu.edu.ua/studia/pdf/201593/2015_9_3_416.pdf



8. **Manavi P. N.** Heavy Metals in Water, Sediment and Macrobenthos in the Intertidal Zone of Hormozgan Province, Iran // *Marine Science*. – 2013. – Vol. 3, № 2. – P. 39–47. DOI: <http://dx.doi.org/10.5923/j.ms.20130302.01>
9. **McGeer J. C., Szebedinsky C., McDonald D. G., Wood C. M.** Effects of chronic sublethal exposure to water-borne Cu, Cd or Zn in rainbow trout. 2. Tissue specific metal accumulation // *Aquatic Toxicology*. – 2000. – Vol. 50. – P. 243–256. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(99\)00106-X](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(99)00106-X)
10. **Peers G., Quesnel S. A., Price N. M.** Copper requirements for iron acquisition and growth of coastal and oceanic diatoms // *Limnology and Oceanography*. – 2005. – Vol. 50 (4). – P. 1149–1158. DOI: <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2005.50.4.1149>
11. **Pokale W. K.** Effects of thermal power plants on environment // *Scientific Reviews & Chemical Communications*. – 2012. – Vol. 2 (3). – P. 212–215. URL: <http://www.tsjournals.com/chemical-sciences/effects-of-thermal-power-plant-on-environment.pdf>
12. **Sunda W. G., Guillard R. R. L.** The relationship between cupric ion activity and the toxicity of copper to phytoplankton // *Journal of Marine Research*. – 1976. – Vol. 34. – P. 511–529. DOI: <http://dx.doi.org/10.1575/1912/1275>
13. **Takizawa Y.** Minamata Disease in Japan // *Environmental Toxicology and Human Health*. – 1979. – Vol. I – P. 325–366. URL: <http://www.eolss.net/sample-chapters/c09/E4-12-02-05.pdf>
14. **Tulonen T., Pihlstrom M., Arvola L., Rask M.** Concentrations of heavy metals in food web components of small, boreal lakes // *Boreal Environment Research*. – 2006. – Vol. 11 (3). – P. 185–194.
15. **Ullah S., Hassan S., Dhama K.** Level of heavy metals in two highly consumed fish species at district Lower Dir, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan // *Pakistan Journal of Biological Sciences*. – 2016. – Vol. 19, Issue 3. – P. 115–121. DOI: <http://dx.doi.org/10.3923/pjbs.2016.115.121>
16. **Welsh R. P. H., Patrick D.** The Uptake of lead and copper by submerged aquatic macrophytes in two English lakes // *Journal of Ecology*. – 1980. – Vol. 68, № 2. – P. 443–455. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/2259415>
17. **Виноградов А. П.** Среднее содержание химических элементов в горных породах // *Геохимия*. – 1962. – № 7. – С. 555–571.
18. **Вундцеттель М. Ф., Кузнецова Н. В.** Содержание тяжелых металлов в органах и тканях рыб реки Яхромы // *Вестник АГТУ. Серия: Рыбное хозяйство*. – 2013. – № 2. – С. 155–158.
19. **Гилева Т. А., Зиновьев Е. А., Костицына Н. В.** Содержание тяжелых металлов в органах и тканях рыб, обитающих в разнотипных водоемах Пермского края // *Аграрный вестник Урала*. – 2014. – № 8 (126). – С. 73–77.
20. **Делицын Л. М., Власов А. С., Сударева С. В.** Золоотвалы твердотопливных электростанций как угроза экологической безопасности // *Экология промышленного производства*. – 2012. – № 4. – С. 15–26.
21. **Замана Л. В., Усманова Л. И., Усманов М. Т.** Гидрохимия отстойника золоотвала Читинской ТЭЦ-1 и состав подземных вод в зоне его инфильтрационного влияния // *Вестник Бурятского государственного университета*. – 2010. – № 3. – С. 28–33.
22. **Итигилова М. Ц., Чечель А. П., Замана Л. В. и др.** Экология городского водоема: моногр. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 1998. – 260 с.
23. **Карapun М. Ю., Юрченко В. В., Бирюкова М. Г., Айтимова А. М.** Качественный состав планктонных организмов озера Караколь под влиянием техногенного фактора // *Вестник Астраханского государственного технического университета. Серия: Рыбное хозяйство*. – 2013. – № 2. – С. 42–49.



24. **Леонова Г. А., Бобров В. А.** Геохимическая роль планктона континентальных водоемов Сибири в концентрировании и биоседиментации микроэлементов. – Новосибирск: Гео, 2012. – 314 с.
25. **Попов П. А., Андросова Н. В.** Индикация экологического состояния водных объектов Сибири по содержанию тяжелых металлов в рыбах // География и природные ресурсы. – 2008. – № 3. – С. 36–41.
26. **Цыбекмитова Г. Ц.** Качество фильтрационных вод золошлакоотвала ТЭЦ-1 и возможные пути их поступления в оз. Кенон (Забайкальский край) // Вода: химия и экология. – 2016. – № 2. – С. 11–17.



DOI: [10.15293/2226-3365.1703.12](https://doi.org/10.15293/2226-3365.1703.12)

Gazhit Tsybekmitovna Tsybekmitova, Candidate of Biological Sciences, Associate Professor, Senior Researcher, Chief of the Laboratory of Aquatic Ecosystems, Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology of the Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Chita, Russian Federation.

ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0001-6034-820X>

E-mail: gazhit@bk.ru

Aleksei Petrovich Kuklin, Candidate of Biological Sciences, Researcher, Laboratory of Aquatic Ecosystems, Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology of the Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Chita, Russian Federation.

ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0002-0225-6582>

E-mail: kap0@mail.ru

Natalya Aleksandrovna Tashlykova, Candidate of Biological Sciences, Researcher, Laboratory of Aquatic Ecosystems, Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology of the Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Chita, Russian Federation.

ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0003-1252-3477>

E-mail: NatalyaTashlikova@yandex.ru

Ekaterina Yurievna Afonina, Candidate of Biological Sciences, Researcher, Laboratory of Aquatic Ecosystems, Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology of the Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Chita, Russian Federation.

ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0002-4385-7747>

E-mail: kataf@mail.ru

Balzhit Batoevna Bazarova, Candidate of Biological Sciences, Senior Researcher, Laboratory of Aquatic Ecosystems, Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology of the Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Chita, Russian Federation.

ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0003-2897-8943>

E-mail: balgit@mail.ru

Mydygma Tsybekmitovna Itigilova, Candidate of Biological Sciences, Leading Researcher, Laboratory of Aquatic Ecosystems, Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology of the Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Chita, Russian Federation.

ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0003-4672-4920>

E-mail: imts49@mail.ru

Eugenia Pavlovna Gorlacheva, Senior Researcher, Laboratory of aquatic ecosystems, Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology of the Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Chita, Russian Federation.

ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0003-3131-8727>

E-mail: gorl_iht@mail.ru



Petr Viktorovich Matafonov, Candidate of Biological Sciences, Researcher, Laboratory of Aquatic Ecosystems, Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology of the Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Chita, Russian Federation.

ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0001-9694-7917>

E-mail: benthos@yandex.ru

Alexey Vladimirovich Afonin, Lead Engineer, Laboratory of Aquatic Ecosystems, Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology of the Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Chita, Russian Federation.

ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0002-2539-9842>

E-mail: AlexAAV@yandex.ru

Ecological state of Lake Kenon as a cooling pond of the Thermal Power Plant-1 (TPP-1) (Zabaykalsky Krai)

Abstract

Introduction. The article examines the effects of one of the contemporary global problems– the pollution of aquatic ecosystems by toxic substances with the main focus on the cooling pond called Lake Kenon. The purpose of this work is to study migration patterns and distribution of medium and highly toxic elements (Hg, As, Pb, Zn, Cr, Cu, Cd, Mn) in the components of the Lake Kenon ecosystem.

Materials and Methods. Collection and qualitative and quantitative treatment of samples of various groups of hydrobionts were carried out by standard methods. Elemental compositions of water samplings, bottom sediments and hydrobionts samplings were identified using atomic emission iCAP-6500 Thermo Scientific (USA) and mass-spectrum X-7, Thermo Elemental (USA) analysis methods in Analytical Certification Test Center (The Institute of Microelectronics Technology and High-purity Materials of the Russian Academy of Sciences). The authors studied the concentration of medium- and high-toxic elements, such as Hg, As, Pb, Zn, Cr, Cu, Cd, Mn.

Results. The results indicate that the concentration of heavy metals in the water of the lake, with the exception of mercury, is low. The average concentrations of arsenic and cadmium in sediments are 1.4 times and 2.5 times higher than the background values respectively. It is found that mercury concentrates in the food chain from the lower to the higher trophic levels, lead accumulates mainly in the plankton community in terms of trophic factors amplification of heavy metals in food chains. It is identified that such elements as As, Cr, Cu, Cd are lingered on at the level of producers (phytoplankton, algae Characeae, higher aquatic vegetation) during migration.

Conclusions. The conclusion of the paper substantiates the possibility of heavy metals accumulation in aquatic ecosystems which are used in the operation of the CHP, as well as the prospects for using hydrobionts as contamination bioindicators of heavy metals. Understanding the processes occurring in aquatic ecosystems, including the migration of heavy metals, at the stage of work planning can contribute to reducing environmental risks.

Keywords

Hydrochemistry; Hydrobiology; Algae; Invertebrates; Higher aquatic vegetation; Heavy metals; Biological accumulation.



REFERENCES

1. Cardwell A. J., Hawker D. W., Greenway M. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 2002, vol. 48, no. 7, pp. 653–663. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00164-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00164-9)
2. Heaven S., Ilyushenko M. A., Tanton T. W., Ullrich S. M., Yanin E. P. Mercury in the river Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: I. River sediments and water. *Science of the Total Environment*, 2000, vol. 260, no. 1-3, pp. 35–44. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00540-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00540-4)
3. Jayakumar N., Francis T., Jawahar P., Rajagopalsamy C. B. T., Santhakumar R., Subburaj A. Acute cadmium toxicity induced impairments in the liver and kidney of freshwater catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch). *Indian Journal of Science and Technology*, 2016, vol. 9, no. 8, pp. 131–136. DOI: <http://dx.doi.org/10.17485/ijst/2016/v9i8/82144>
4. Jha P., Samal A. C., Santra S. C., Dewanji A. Heavy metal accumulation potential of some wetland plants growing naturally in the city of Kolkata, India. *American Journal of Plant Sciences*, 2016, no. 7, pp. 2112–2137. DOI: <http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2016.715189>
5. Kuklin A. P., Matafonov P. V. Background concentrations of heavy metals in benthos from transboundary rivers of the Transbaikalia region, Russia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2014, vol. 92, no. 2, pp. 137–142. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-013-1179-0>
6. Kuklin A. P., Tsybekmitova G. Ts., Gorlacheva E. P., Bazarova B. B., Afonin A. V. The ecosystem of Lake Kenon: past and present (Transbaikal Territory, Russia). *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2016, vol. 34, no. 3, pp. 507–516. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00343-016-4285-0>
7. Kyrychuk G. Ye. Characteristics of distribution of ions of heavy metals in freshwater mollusks under the parallel action of copper ions and trematode invasion. *Studia Biologica*, 2015, vol. 9, no. 3-4, pp. 107–118. URL: http://bioweb.lnu.edu.ua/studia/pdf/201593/2015_9_3_416.pdf
8. Manavi P. N. Heavy metals in water, sediment and macrobenthos in the intertidal zone of Hormozgan province, Iran. *Marine Science*, 2013, vol. 3, no. 2, pp. 39–47. DOI: <http://dx.doi.org/10.5923/j.ms.20130302.01>
9. McGeer J. C., Szebedinsky C., McDonald D. G., Wood C. M. Effects of chronic sublethal exposure to water-borne Cu, Cd or Zn in rainbow trout. 2. Tissue specific metal accumulation. *Aquatic Toxicology*, 2000, vol. 50, pp. 243–256. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(99\)00106-X](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(99)00106-X)
10. Peers G., Quesnel S. A., Price N. M. Copper requirements for iron acquisition and growth of coastal and oceanic diatoms. *Limnology and Oceanography*, 2005, vol. 50 (4), pp. 1149–1158. DOI: <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2005.50.4.1149>
11. Pokale W. K. Effects of thermal power plants on environment. *Scientific Reviews & Chemical Communications*, 2012, vol. 2 (3), pp. 212–215. URL: <http://www.tsijournals.com/chemical-sciences/effects-of-thermal-power-plant-on-environment.pdf>
12. Sunda W. G., Guillard R. L. The relationship between cupric ion activity and the toxicity of copper to phytoplankton. *Journal of Marine Research*, 1976, vol. 34, pp. 511–529. DOI: <http://dx.doi.org/10.1575/1912/1275>
13. Takizawa Y. Minamata Disease in Japan. *Environmental Toxicology and Human Health*, 1979, vol. I, pp. 325–366. URL: <http://www.eolss.net/sample-chapters/c09/E4-12-02-05.pdf>
14. Tulonen T., Pihlstrom M., Arvola L., Rask M. Concentrations of heavy metals in food web components of small, boreal lakes. *Boreal Environment Research*, 2006, vol. 11, pp. 185–194. URL: <http://www.borenav.net/BER/pdfs/ber11/ber11-185.pdf>



15. Ullah S., Hassan S., Dhama K. Level of heavy metals in two highly consumed fish species at district Lower Dir, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 2016, vol. 19, no. 3, pp. 115–121. DOI: <http://dx.doi.org/10.3923/pjbs.2016.115.121>
16. Welsh R. P. H., Patrick D. The Uptake of lead and copper by submerged aquatic macrophytes in two English lakes. *Journal of Ecology*, 1980, vol. 68, no. 2, pp. 443–455. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/2259415>
17. Vinogradov A. P. Average contents of chemical elements in rocks. *Geochemistry*, 1962, no. 7, pp. 555–571. (In Russian) URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=21796175>
18. Vundtsettel M. F., Kuznetsova N. V. Heavy metals in the organs and tissues of the Yakhroma River"s fishes. *Bulletin of the Astrakhan State Technical University. Series: Fishing Industry*, 2013, no. 2, pp. 155–158. (In Russian) URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=20244376>
19. Gileva T. A., Zinoviev E. A., Kostitsyna N. V. Heavy metals content in organs and tissues of fish inhabiting different type reservoirs of the Perm region. *Agricultural Bulletin of the Urals*, 2014, no. 8, pp. 73–77. (In Russian) URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=22399308>
20. Delitzyn L. M., Ezhjva N. N., Vlasov A. S., Sudareva S. V. Ash disposal areas of coal's power stations as the threat to environmental safety. *Ecology of Industrial Production*, 2012, no. 4, pp. 15–26. (In Russian) URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=18078148>
21. Zamana L. V., Usmanova L. I., Usmanov M. T. Hydrochemistry of Chitinskaya HPS-1 dump ash pound and underground waters composition in impact zone of its infiltration. *The Bulletin of the Buryat State University*, 2010, no. 3, pp. 28–33. (In Russian) URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=15165236>
22. Itgilova M. C., Chechel A. P., Zamana L. V. et al. *Ecology of urban water bodies: monograph*. Novosibirsk: SB RAS Publ., 1998. 260 p. (In Russian) URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=20176253>
23. Karapun M. Yu., Yurchenko V. V., Biryukova M. G., Aitimova A. M. Qualitative composition of planktonic organisms of Karakol Lake under the influence of man-made factors. *Bulletin of the Astrakhan State Technical University. Series: Fishing Industry*, 2013, no. 2, pp. 42–49. (In Russian) URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=20244328>
24. Leonova G. A., Bobrov V. A. *Geochemical role of plankton continental reservoirs of Siberia in the concentration and biosedimentation*. Novosibirsk, Geo Publ., 2012, 314 p. (In Russian) URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=19486498>
25. Popov P. A., Androsova N. V. Indication of the ecological state of water bodies of Siberia from the content of heavy metals in fishes. *Geography and Natural Resources*, 2008, no. 3, pp. 36–41. (In Russian) URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=11921340>
26. Tsybekmitova G. Ts. Filtration water quality of ash dump TPP-1 and possible ways of their stream into the Kenon Lake (Zabaikalsky Krai). *Water: Chemistry and Ecology*, 2016, no. 2, pp. 11–17. (In Russian) URL: <http://elibrary.ru/item.asp?id=26039351>



This is an open access article distributed under the Creative Commons Attribution License which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited. (CC BY 4.0).