

**Особенности биоаккумуляции тяжёлых металлов в тканях  
большой ложноконской пиявки *Haemopsis sanguisuga* L.  
в водных экосистемах Урала**

© 2022. Л. В. Черная<sup>1</sup>, к. б. н., с. н. с.,  
Л. А. Ковальчук<sup>1</sup>, д. б. н., г. н. с.,  
Н. В. Микшевич<sup>2</sup>, к. х. н., доцент,

<sup>1</sup>Институт экологии растений и животных Уральского отделения  
Российской академии наук,  
620144, Россия, г. Екатеринбург, ул. 8 Марта, д. 202,  
<sup>2</sup>Уральский государственный педагогический университет,  
620017, Россия, г. Екатеринбург, пр. Космонавтов, д. 26,  
e-mail: kovalchuk@ipae.uran.ru, mikshevich@gmail.com

Исследованы особенности биоаккумуляции Cu, Zn, Cd, Pb в тканях большой ложноконской пиявки *Haemopsis sanguisuga* (L., 1758) в водных экосистемах природных и антропогенно нарушенных территорий Урала. На основании сравнительного анализа экспериментальных данных определены диапазоны фоновых концентраций Cu, Zn, Cd, Pb для донных отложений водных объектов Урала. Показано, что в условиях антропогенной трансформации ландшафтов и персистентного поступления поллютантов в водные объекты Урала, у населяющих их ложноконских пиявок уровень содержания ТМ напрямую связан с их концентрациями в донных отложениях, что указывает на принципиальную возможность использования пиявок в качестве организмов-индикаторов при проведении мониторинга за загрязнением водных экосистем Урала такими поллютантами, как Cu, Zn, Cd, Pb.

**Ключевые слова:** тяжёлые металлы, пиявка, донные отложения, биоаккумуляция, организмы-индикаторы.

**Features of bioaccumulation of heavy metals  
in the tissues of the great false horse leech *Haemopsis sanguisuga* L.  
in aquatic ecosystems of the Urals**

© 2022. L. V. Chernaya<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-3386-9824<sup>\*</sup>  
L. A. Kovalchuk<sup>1</sup> ORCID: 0000-0003-0467-1461<sup>\*</sup>  
N. V. Mikshevich<sup>2</sup> ORCID: 0000-0003-2388-4278<sup>\*</sup>

<sup>1</sup>Institute of Plant and Animal Ecology Ural Branch  
of the Russian Academy of Sciences,  
202, 8 Marta St., Yekaterinburg, Russia, 620144,  
<sup>2</sup>Ural State Pedagogical University,  
26, Kosmonavtov Pr., Yekaterinburg, Russia, 620017,  
e-mail: kovalchuk@ipae.uran.ru, mikshevich@gmail.com

Investigation into intense impact of industrial pollution on the aquatic ecosystems of the Ural region is one of tasks of environmental monitoring. To estimate peculiarities of the bioaccumulation of Cu, Zn, Cd, Pb in tissues of the leech *Haemopsis sanguisuga* (L., 1758) from aquatic ecosystems of natural and anthropogenically disturbed territories of the Ural have been first studied. The studies were based on the verification of 100 samples of bottom sediments and 100 adults of *H. sanguisuga* from 10 water bodies of the Sverdlovsk and Chelyabinsk regions. The gross contents of Cu, Zn, Cd, Pb in the skin-muscle tissue of leeches and in the bottom sediments were estimated by atomic absorption method on an AAS-3 spectrophotometer and on an Analyst-100 instrument from Perkin Elmer. 800 element determinations were carried out. Estimated ranges of background concentrations of Cu, Zn, Cd, Pb for bottom sediments of water bodies of Ural region are determined. It was found that the content of Cu, Cd, Pb in the bottom sediments of water bodies located in anthropogenic disturbed areas is higher than in natural water bodies ( $p < 0.001$ ), with the exception of Zn ( $p = 0.929$ ). It is shown that in the tissues of *H. sanguisuga* individuals living under anthropogenic

stress, the content of HM is significantly higher than that of leeches from natural water bodies ( $p < 0.001$ ). And the level of HM in tissues of leeches is directly related to their concentrations in bottom sediments: Cu ( $r = 0.69$ ;  $p < 0.001$ ), Zn ( $r = 0.67$ ;  $p < 0.001$ ), Cd ( $r = 0.75$ ;  $p < 0.001$ ), Pb ( $r = 0.52$ ;  $p < 0.001$ ). This indicates the fundamental possibility of using leeches as indicator organisms when monitoring the pollution of the aquatic ecosystems of the Ural by such pollutants as Cu, Zn, Cd, Pb.

**Keywords:** heavy metals, leeches, bottom sediments, bioaccumulation, indicator organisms.

Промышленные предприятия Урала оказывают масштабное и интенсивное воздействие на водные экосистемы, что требует особого внимания при организации мониторинговых мероприятий, включая и экотоксикологические исследования.

Из химических веществ, загрязняющих водную среду, реальную угрозу для жизнедеятельности гидробионтов представляют тяжёлые металлы (ТМ) и их соединения. Опасность заключается не только в их биологической активности, но и в способности к аккумуляции в многочисленных компонентах экосистем. Экотоксикологический подход к исследованию сопряжённой системы «донные отложения – макрозообентос» довольно объективно отражает состояние как гидробионтов, так и среды их обитания. Известно, что макрозообентос, как один из ключевых элементов водных экосистем, является надёжным и объективным биогеохимическим индикатором загрязнения придонных вод и донных отложений (ДО). В качестве биоиндикаторов загрязнения водной среды ТМ могут использоваться различные группы донных беспозвоночных: моллюски, личинки насекомых, губки, медицинские пиявки [1–8]. К числу перспективных объектов мониторинга загрязнения водной среды ТМ относится большая ложноконская пиявка *Haemopsis sanguisuga* L. 1758, отвечающая основным требованиям к индикаторным организмам: широкий ареал, достаточно крупные размеры (до 10 см), продолжительность жизни более пяти лет, высокая резистентность к экотоксикантам, простота отлова (ручной сбор) [9, 10].

Цель данного исследования – изучение особенностей биоаккумуляции ТМ у пресноводной пиявки *Haemopsis sanguisuga* L. в водных экосистемах природных и антропогенно нарушенных территорий Урала.

## Объекты и методы исследования

В исследованиях использованы взрослые особи большой ложноконской пиявки *H. sanguisuga*, отловленные в водных объектах природных экосистем (ПЭ) и антропогенно

нарушенных территорий (АНТ) Урала: р. Сулем (57°44,2' с. ш., 59°52,6' в. д.) и водохранилища Сулемское (57°46,1' с. ш., 59°50,3' в. д.), Висимский биосферный заповедник; р. Тагил (57°37,8' с. ш., 59°96,3' в. д.), г. Верхний Тагил; р. Бардым (56°57,4' с. ш., 59°35,6' в. д.), ненаселённая горнолесная местность Нижнесергинского района Свердловской области; вдхр. Нижнесергинское (56°67,6' с. ш., 59°32,6' в. д.), г. Нижние Серьги; оз. Шарташ (56°84,9' с. ш., 60°71,4' в. д.) и р. Исеть (56°84,9' с. ш., 60°58,2' в. д.), г. Екатеринбург; оз. Б. Миассово (55°8,6' с. ш., 60°16,3' в. д.) и оз. Б. Таткуль (55°11,5' с. ш., 60°17,0' в. д.), Ильменский государственный заповедник; оз. Ильменское (55°0,3' с. ш., 60°8,5' в. д.), г. Миасс.

Пиявок собирали вручную, в первую декаду августа, в дневное время, в литоральной части водоёмов. Одновременно проводили отбор ДО из верхнего 10-см слоя дна с помощью цилиндрического пробоотборника. Отлов и содержание пиявок, доставленных в лабораторию, осуществляли в соответствии с правилами, принятыми Европейской конвенцией по защите животных, используемых для экспериментальных и научных целей.

Пробы ДО и кожно-мышечной ткани пиявок готовили способом «мокрой» минерализации высушенных образцов в смеси азотной и хлорной кислот [11]. Валовое содержание Cu, Zn, Cd, Pb в пробах определяли атомно-абсорбционным методом на спектрофотометре AAS-3 в пламени пропан-бутан и на приборе Analyst 100 фирмы Perkin Elmer. Концентрацию металлов выражали в мкг/г воздушно-сухой массы. Характер и уровень биологической аккумуляции ТМ пиявками оценивали с помощью значений коэффициента биологического накопления ( $K_{\text{БН}}$ ), рассчитанных по отношению тканевых концентраций ТМ к их концентрациям в ДО. Использовано 100 особей пиявок, подготовлено 200 проб и проведено 800 элементоопределений.

Экспериментальные данные обрабатывали с использованием пакета лицензионных прикладных программ «Statistica 7.0» (StatSoft, Ink., 1984–2001).

**Результаты и обсуждение**

Оригинальные результаты спектрофотометрического анализа проб ДО из водных объектов Урала представлены в таблице 1. Поскольку в настоящее время в РФ не установлены предельно допустимые концентрации ТМ для ДО, при оценке уровня загрязнения изучаемых водных объектов были использованы традиционные контрольные показатели – кларк земной коры и диапазоны фоновых концентраций первых из литературных источников [11, 12].

Установлено, что средние концентрации Cu, Zn и Pb в ДО водоёмов природных экосистем соответствуют контрольным показателям, исключение по уровню содержания Cu составили ДО из р. Тагил (табл. 1). Вместе

с тем для концентраций Cd во всех случаях отмечено их кратное превышение над кларком, что указывает на антропогенную природу этого поллютанта и согласуется с литературными данными о высоком уровне накопления Cd в абиотических и биотических компонентах экосистем не только на импактных, но и на фоновых территориях [13–19]. Так, по нашим данным, диапазон концентраций Cd в ДО фоновых водных объектов Европейской территории России (места обитания биоиндикатора загрязнения – медицинских пиявок) составил 0,92–1,72 мкг/г [20], что существенно выше не только значения кларка, но и данных, основанных на исследованиях, проведённых в 90-е годы прошлого столетия [11].

Есть мнение, что особо охраняемые природные территории в силу удалённости от пря-

**Таблица 1 / Table 1**

Валовое содержание тяжёлых металлов (мкг/г сухой массы) в донных отложениях водных экосистем Урала / The total content of heavy metals (µg/g dry matter) in the sediments aquatic ecosystems in the Urals

Водные объекты Water bodies	Содержание ТМ, мкг/г / The content of HM, µg/g			
	Cu	Zn	Cd	Pb
Природные экосистемы / Natural ecosystems				
Озеро Б. Миассово / Lake B. Miassovo	17,48±0,70 <sup>a</sup>	45,52±1,38 <sup>a</sup>	1,36 ±0,01 <sup>a</sup>	8,28 ±0,05 <sup>a</sup>
Озеро Б. Таткуль / Lake B. Tatkul	20,49±0,72 <sup>ab</sup>	69,69±1,59 <sup>bc</sup>	1,65±0,05 <sup>b</sup>	8,14±0,02 <sup>a</sup>
Водохранилище Сулемское Reservoir Sulemskoe	18,65±0,89 <sup>a</sup>	51,61±0,94 <sup>de</sup>	1,42±0,03 <sup>a</sup>	8,46±0,13 <sup>a</sup>
Река Сулем / Sulem River	9,29±0,78	48,91±1,41 <sup>ae</sup>	1,38±0,05 <sup>a</sup>	8,11±0,09 <sup>a</sup>
Река Бардым / Bardym River	13,57±0,43	64,80±1,31 <sup>b</sup>	1,29±0,01 <sup>a</sup>	7,96±0,22 <sup>a</sup>
Среднее по водоёмам Average for reservoirs	15,90±0,64	56,11±1,45	1,42±0,02	8,19±0,06
ANOVA F <sub>4;45</sub> (p)	53,5 ( $< 0,001$ )	66,2 ( $< 0,001$ )	19,9 ( $< 0,001$ )	2,43 (0,614)
Антропогенно нарушенные территории / Anthropogenically disturbed areas				
Озеро Ильменское / Lake Ilmenskoe	26,71±0,9 <sup>c</sup>	83,74±1,16	1,76±0,01 <sup>bc</sup>	9,25±0,25
Озеро Шарташ / Lake Shartash	23,03±1,24 <sup>bc</sup>	38,73±1,2 <sup>f</sup>	2,04±0,03 <sup>d</sup>	15,50±0,23 <sup>b</sup>
Река Исеть / Iset River	24,74±1,40 <sup>c</sup>	40,74±1,13 <sup>f</sup>	2,22±0,02	17,47±0,22 <sup>b</sup>
Водохранилище Нижнесергинское Reservoir Nizhneserginskoe	33,65±1,20	50,87±1,19 <sup>de</sup>	1,89±0,03 <sup>ce</sup>	12,36±0,25
Река Тагил / Tagil River	58,61±1,64	75,42±2,29 <sup>c</sup>	1,98±0,04 <sup>de</sup>	16,18±0,39 <sup>b</sup>
Среднее по водоёмам Average for reservoirs	33,35±1,96 <sup>*</sup>	57,90±2,71	1,98±0,02 <sup>*</sup>	14,20±0,44 <sup>*</sup>
ANOVA F <sub>4;45</sub> (p)	83,9 ( $< 0,001$ )	181,2 ( $< 0,001$ )	51,3 ( $< 0,001$ )	189,0 ( $< 0,001$ )
Контрольные показатели / Benchmarks				
Кларк земной коры Clarks in the lithosphere [12]	47	83	0,13	16
Фоновые водные объекты Background water bodies [11]	4,0–50,0	8,0–60,0	0,1–1,2	5,0–18,0

Примечание: \* – статистически значимые различия при  $p < 0,05$ ; одинаковые надстрочные буквы означают отсутствие статистически значимых различий при  $p > 0,05$ .

Note: \* – statistically significant differences at  $p < 0,05$ ; the same superscript letters indicate no statistically significant differences at  $p > 0,05$ .

мых источников антропогенного загрязнения могут быть использованы в качестве фоновых [21]. Следовательно, выявленные диапазоны концентраций ТМ в ДО исследуемых природных водных объектов Урала можно принять за фоновые для водных экосистем изучаемого региона.

Поскольку концентрации ТМ в ДО изучаемых водных объектов лежат в широком диапазоне концентраций (табл. 1), использование дисперсионного анализа (ANOVA) позволило выявить значимые биотопические различия содержания Zn, Cu, Cd ( $p < 0,001$ ) в ДО природных водоёмов, тогда как для Pb отмечен сопоставимо низкий уровень содержания ( $p = 0,614$ ) (табл. 1). Напротив, в ДО водных объектов АНТ для Pb, равно как и для других элементов, отмечена очень высокая вариабельность концентраций: Pb, Zn, Cu, Cd ( $p < 0,001$ ).

Показано, что ДО водных объектов, расположенных на АНТ, содержат изучаемые ТМ в больших количествах, чем ДО природных водоёмов ( $p < 0,001$ ) за исключением Zn ( $p = 0,929$ ). Наиболее значимые различия характерны для реки Сулем и географически близкой ей р. Тагил, в ДО которых содержание Cu, Cd, Pb отличается в 6,3, 1,4 и 2,1 раз, соответственно ( $p < 0,001$ ) (табл. 1). Следует отметить, что изучаемый участок р. Тагил, в отличие от остальных исследуемых водных объектов, подвержен сочетанному влиянию таких антропогенных факторов как тепловое загрязнение (непосредственный сброс воды из Верхнетагильского водохранилища) и от атмосферного поступления выбросов Кировградского медеплавильного комбината, расположенного на расстоянии  $\approx 13$  км. Необходимо также отметить, что повышенный уровень содержания Cd и Pb в ДО р. Исеть и оз. Шарташ, несомненно, связан с высокой транспортной нагрузкой г. Екатеринбурга.

Дисперсионный анализ (ANOVA) показал статистически значимые биотопические различия для содержания всех ТМ в тканях пиявок ( $p < 0,001$ ) (табл. 2). Наиболее высокая вариабельность характерна для тканевых концентраций Zn у пиявок из ПЭ и Cu, Zn, Cd – из водных объектов АНТ. Показано, что в тканях особей *H. sanguisuga*, обитающих в условиях антропогенной нагрузки, уровень содержания всех изучаемых ТМ значительно выше, чем у пиявок из природных водоёмов ( $p < 0,001$ ). Наиболее значимые различия, как и в случае с ДО, выявлены для тканей пиявок из рек Сулем и Тагил, где содержания Cu, Zn, Cd, Pb отличаются в 9,4, 3,7, 3,4 и 1,7 раз,

соответственно ( $p < 0,001$ ). Следует отметить также высокие концентрации Cd и Pb в тканях пиявок из р. Исеть (г. Екатеринбург) (табл. 2).

При изучении биоаккумуляционной активности пиявок было установлено, что практически во всех природных водоёмах особи *H. sanguisuga* являются микроконцентраторами Cu ( $0 < K_{\text{БН}} < 2$ ), исключение составили пиявки из р. Сулем ( $K_{\text{БН}} > 2$ ) (табл. 3). Пиявки из городских водоёмов отличаются более высокой кумулятивной активностью по отношению к Cu, и в большинстве водоёмов они являются её макроконцентраторами.

Показано, что во всех изучаемых водных объектах, независимо от уровня антропогенной нагрузки, *H. sanguisuga* являются макроконцентраторами Zn (табл. 3), но в большей степени повышенная кумулятивная активность к Zn отмечена у пиявок, обитающих в водоёмах АНТ. Наряду с другими факторами это может быть обусловлено и высокими концентрациями Cu в их тканях, а, следовательно, реализации синергического эффекта [14].

По отношению к токсичному Cd пиявки из природных водоёмов являются микро- или макроконцентраторами (табл. 3). Обитающие в водных объектах АНТ особи *H. sanguisuga* накапливают Cd намного эффективней и во всех случаях являются его макроконцентраторами. Следует отметить пониженную кумулятивную активность к Cd у пиявок из озера Ильменское, что вероятно обусловлено высоким содержанием в их тканях Zn – физиологического антагониста Cd. Вместе с тем, у пиявок из р. Тагил на фоне максимальных концентраций Zn в тканях, накопление Cd происходит интенсивнее, что может быть связано с тепловым режимом водоёма.

Следует отметить, что особи *H. sanguisuga* из природных водоёмов являются микро- или макроконцентраторами Pb, а пиявки, обитающие в водоёмах с высокой антропогенной нагрузкой, отличаются пониженной кумулятивной активностью к этому поллютанту и во всех водных объектах, за исключением оз. Ильменское, являются его микроконцентраторами (табл. 3).

Таким образом, ложноконские пиявки, обитающие в условиях антропогенного загрязнения, отличаются повышенной биоаккумуляционной способностью к Cu, Zn и Cd, а высокие значения коэффициента биологического накопления свидетельствуют о биологической доступности и возможности ТМ включаться в физиологические и биохимические процессы организма.

Таблица 2 / Table 2

Валовое содержание тяжёлых металлов (мкг/г сухой массы) в тканях пиявки *H. sanguisuga*  
 The total content of heavy metals (µg/g dry matter) in the tissues of leeches *H. sanguisuga*

Водные объекты Water bodies	Содержание ТМ, мкг/г / The content of HM, µg/g			
	Cu	Zn	Cd	Pb
Природные экосистемы / Natural ecosystems				
Озеро Б. Миассово Lake B. Miassovo	25,55±1,46 <sup>a</sup>	435,27±4,13 <sup>a</sup>	1,98±0,17 <sup>a</sup>	17,00±1,00 <sup>a</sup>
Озеро Б. Таткуль / Lake B. Tatkul	27,57±1,74 <sup>a</sup>	979,80±9,13 <sup>b</sup>	2,94±0,07	15,66±0,77 <sup>ab</sup>
Водоохранилище Сулемское Reservoir Sulemskoe	26,63±0,68 <sup>a</sup>	553,00±7,90 <sup>c</sup>	3,35±0,12 <sup>b</sup>	20,20±0,43 <sup>c</sup>
Река Сулем / Sulem River	19,44±0,72	455,11±6,07 <sup>a</sup>	2,14±0,03 <sup>a</sup>	15,71±0,86 <sup>ab</sup>
Река Бардым / Bardym River	26,59±1,41 <sup>a</sup>	526,62±13,28 <sup>c</sup>	3,15±0,11 <sup>b</sup>	15,62±0,47 <sup>ab</sup>
Среднее по водоёмам Average for reservoirs	25,16±0,68	589,96±28,73	2,71±0,09	16,84±0,38
ANOVA F <sub>4;45</sub> (p)	8,05 ( < 0,001)	442,3 ( < 0,001)	28,3 ( < 0,001)	7,21 ( < 0,001)
Антропогенно нарушенные территории / Anthropogenically disturbed areas				
Озеро Ильменское Lake Ilmenskoe	69,93±1,27 <sup>b</sup>	1253,62±13,98	3,67±0,14 <sup>b</sup>	23,70±1,14 <sup>cd</sup>
Озеро Шарташ / Lake Shartash	79,37±1,17 <sup>bc</sup>	1097,64±12,31 <sup>d</sup>	4,90±0,07 <sup>c</sup>	28,98±0,90 <sup>e</sup>
Река Исеть / Iset River	84,82±1,24 <sup>c</sup>	1114,65±22,85 <sup>d</sup>	8,46±0,25 <sup>d</sup>	31,52±0,94 <sup>e</sup>
Водоохранилище Нижнесергинское Reservoir Nizhneserginskoe	52,92±1,20	989,50±10,43 <sup>b</sup>	4,52±0,16 <sup>c</sup>	22,69±0,88 <sup>cd</sup>
Река Тагил / Tagil River	182,35±3,38	1690,57±27,12	7,30±0,18 <sup>d</sup>	27,44±2,66 <sup>de</sup>
Среднее по водоёмам Average for reservoirs	93,88±6,59*	1229,20±36,20*	5,78±0,27*	26,89±0,69*
ANOVA F <sub>4;45</sub> (p)	752,7 ( < 0,001)	240,5 ( < 0,001)	155,6 ( < 0,001)	9,46 ( < 0,001)

Примечание: \* – статистически значимые различия при p < 0,05; одинаковые надстрочные буквы означают отсутствие статистически значимых различий при p > 0,05.

Note: \* – statistically significant differences at p < 0.05; the same superscript letters indicate no statistically significant differences at p > 0.05.

Таблица 3 / Table 3

Коэффициенты биологического накопления тяжёлых металлов в тканях пиявки *H. sanguisuga*  
 The coefficients of biological accumulation of heavy metals in the tissues of leeches *H. sanguisuga*

Водные объекты Water bodies	Коэффициенты биологического накопления The coefficients of biological accumulation			
	Cu	Zn	Cd	Pb
Природные экосистемы / Natural ecosystems				
Озеро Б. Миассово / Lake B. Miassovo	1,46	9,56	1,46	2,05
Озеро Б. Таткуль / Lake B. Tatkul	1,35	14,06	1,78	1,92
Водоохранилище Сулемское / Reservoir Sulemskoe	1,43	10,71	2,36	2,39
Река Сулем / Sulem River	2,09	9,31	1,55	1,94
Река Бардым / Bardym River	1,96	8,13	2,44	1,96
Среднее по водоёмам / Average for reservoirs	1,66	10,35	1,92	2,05
Антропогенно нарушенные территории / Anthropogenically disturbed areas				
Озеро Ильменское / Lake Ilmenskoe	2,62	14,97	2,09	2,56
Озеро Шарташ / Lake Shartash	3,45	28,34	2,40	1,87
Река Исеть / Iset River	3,43	27,36	3,81	1,80
Водоохранилище Нижнесергинское Reservoir Nizhneserginskoe	3,11	22,42	3,69	1,70
Река Тагил / Tagil River	1,57	19,5	2,39	1,84
Среднее по водоёмам / Average for reservoirs	2,84	22,52	2,88	1,95

Корреляционный анализ показал отсутствие статистически значимой связи между содержанием Cd ( $r = 0,13$ ;  $p = 0,368$ ) и Pb ( $r = 0,19$ ;  $p = 0,186$ ) в тканях *H. sanguisuga*, обитающих в природных водоёмах, и концентрациями этих экотоксикантов в ДО, что вполне ожидаемо в условиях их низкой варируемости и фонового содержания в среде обитания. Вместе с тем у этой группы пиявок выявлена статистически значимая положительная связь для Cu ( $r = 0,48$ ;  $p < 0,001$ ) и Zn ( $r = 0,75$ ;  $p < 0,001$ ), что вероятно обусловлено атмосферным поступлением этих ТМ в ДО отдельных водоёмов ПЭ.

Для особей *H. sanguisuga*, обитающих в водных объектах АНТ, уровень содержания в тканях всех изучаемых ТМ симбатно связан с их концентрациями в донных отложениях: Cu ( $r = 0,69$ ;  $p < 0,001$ ), Zn ( $r = 0,67$ ;  $p < 0,001$ ), Cd ( $r = 0,75$ ;  $p < 0,001$ ), Pb ( $r = 0,52$ ;  $p < 0,001$ ), что подтверждает биоиндикационный потенциал исследуемого вида пиявок.

### Заключение

Необходимость совершенствования принципов и методов мониторинга водных экосистем, в частности, решения вопроса о нормировании загрязняющих веществ в донных отложениях, требует дополнительных критериев степени загрязнения гидросферы, в том числе поиска надёжных организмов-индикаторов среди представителей макрозообентоса. В данном контексте результаты наших исследований могут найти практическое применение.

Определены фоновые концентрации Cu, Zn, Cd, Pb в донных отложениях водоёмов из заповедных и антропогенно нарушенных территорий Уральского региона. Показано, что в условиях антропогенной трансформации ландшафтов и персистентного поступления поллютантов в водные объекты Урала, у населяющих их ложноконских пиявок уровень содержания ТМ напрямую связан с их концентрациями в донных отложениях, служащих для токсикантов в качестве депо. Согласно полученным данным, аккумуляция ТМ в тканях *H. sanguisuga* адекватно отражает экологическое состояние изучаемых водных объектов, что указывает на принципиальную возможность использования этой пиявки в качестве организма-индикатора при проведении мониторинга загрязнения водных экосистем Урала такими поллютантами, как Cu, Zn, Cd, Pb.

Работа выполнена в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН 122021000091-2 и частично поддержана грантом Президиума РАН «Фундаментальные науки – медицине» 12-П-4-1049.

### References

1. Smith S., Chen M.-H., Bailey R.G., Williams W.P. Concentration and distribution of copper and cadmium in water, sediments, detritus, plants and animals in a hardwater lowland river // *Hydrobiologia*. 1996. V. 341. P. 71–80. doi: 10.1007/BF00012305
2. Chapman P.M. Utility and relevance of aquatic oligochaetes in ecological risk assessment *Aquatic Oligochaete Biology VIII. Developments in Hydrobiology* / Eds. P. Rodriguez, P.F.M. Verdonshot. V. 158. Springer, Dordrecht, 2001. doi: 10.1007/978-94-010-0597-5\_17
3. Romanenko V.D., Lyashenko A.V., Afanasyev S.A., Zorina-Sakharova E.E. Bioindication of ecological the state of reservoirs within the city of Kyiv // *Gidrobiologicheskii zhurnal*. 2010. V. 46. No. 2. P. 3–7 (in Russian).
4. Lukashev D.V. Accumulation of heavy metals by mollusks *Lymnaea stagnalis* as an indicator of contamination of small water bodies // *Gidrobiologicheskii zhurnal*. 2015. V. 51. No. 2. P. 74–81 (in Russian).
5. Padovan A., Munksgaard N., Alvarez B., McGuinness K., Parry D., Gibb K. Trace metal concentrations in the tropical sponge *Spherospongia vagabunda* at a sewage outfall: synchrotron X-ray imaging reveals the micron-scale distribution of accumulated metals // *Hydrobiologia*. 2012. V. 687. P. 275–288. doi: 10.1007/s10750-011-0916-9
6. Bogatov V.V., Prozorova E.N., Chernova E.V., Lyashenko L.A. Features of bioaccumulation of heavy metals in bivalve molluscs (*Bivalvia*) in natural water bodies of East Asia // *Vestnik dalnevostochnogo otdeleniya RAN*. 2018. No. 4 (200). P. 79–87 (in Russian).
7. Alaama M., Abdulkader A.M., Ghawi A.M., Merzouk A., Khalid R.S., Helaluddin A.B.M. Assessment of trace heavy metals contamination in the tissues and saliva of the medicinal leech *Hirudinaria manillensis* // *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2021. V. 5. P. 225–231. doi: 10.4194/1303-2712-v21\_5\_02
8. Bian B., Zhou Y., Fang B. Distribution of heavy metals and benthic macroinvertebrates: Impacts from typical inflow river sediments in the Taihu Basin, China // *Ecological Indicators*. 2016. V. 69. P. 348–359. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.04.048
9. Lukin E.I. Leeches of fresh and brackish waters. Leningrad: Nauka, 1976. V. 1. 484 p. (in Russian).
10. Flerov B.A. Ecological and physiological aspects of toxicology of freshwater animals. Leningrad: Nauka, 1989. 144 p. (in Russian).
11. Nikanorov A.M., Zhulidov A.V., Pokarzhevskiy A.D. Biomonitoring of heavy metals in freshwater ecosystems. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1993. 291 p. (in Russian).

12. Vinogradov A.P. The average content of chemical elements in the main types of igneous rocks of the earth's crust // *Geokhimiya*. 1962. No. 7. P. 555–571 (in Russian).
13. Stepanova N.Yu., Yakovlev V.A., Latypova V.Z. Zoobenthos as an indicator of ecotoxicological situation in the Kuibyshev reservoir // *Vestnik RUDN. Ser. Ekologiya i bezopasnost zhiznedeyatelnosti*. 2007. No. 2. P. 50–57 (in Russian).
14. Moiseyenko T.I. Water ecotoxicology: theoretical and applied aspects. Moskva: Nauka, 2009. 400 p. (in Russian).
15. Mikshevich N.V., Kovalchuk L.A. Aquatic environment and human ecological safety. Ekaterinburg: Publishing house of the Ural State Pedagogical University, 2014. Ch. 1. 128 p. (in Russian).
16. Reshetnyak O.S., Bryzgalo V.A., Kosmenko L.S. Long-term variability of the content of compounds cadmium and lead in river ecosystems of Russia // *Geografiya i prirodnyye resursy*. 2017. No. 1. P. 71–80 (in Russian). doi: 10.21782/GIPR0206-1619-2017-1(71-80)
17. Riabova E.G. Content of heavy metals in urban surface water bodies // *Theoretical and Applied Ecology*. 2019. No. 1. P. 36–40. doi: 10.25750/1995-4301-2019-1-036-040
18. Goswami A.P., Das S., Kalamdhad A.S. Assessment of possible pollution risk using spatial distribution and temporal variation of heavy metals in river sediments // *Environmental Earth Sciences*. 2021. V. 80. P. 677–692. doi: 10.1007/s12665-021-09983-y
19. Schwantes D., Gonçaves Junior A.G., Manfrin J., Campagnolo M.B., Zimmermann J., Conradi Junior E., Bertoldo D.C. Distribution of heavy metals in sediments and their bioaccumulation on benthic macroinvertebrates in a tropical Brazilian watershed // *Ecological Engineering*. 2021. V. 163. Article No. 106194. doi: 10.1016/j.ecoleng.2021.106194
20. Chernaya L.V., Kovalchuk L.A., Mikshevich N.V. Geographical variability in the content of heavy metals in the tissues of medicinal leeches (*Hirudo medicinalis*, *Hirudo verbana*) and in bottom sediments from their habitat // *Nature Conservation Research. Zapovednaya nauka*. 2019. V. 4. No. 3. P. 67–77 (in Russian). doi: 10.24189/ncr.2019.051
21. Adamovich T.A., Skugoreva S.G., Tovstik E.V., Ashikhmina T.Ya. Study of the chemical composition of water bodies protected area for use as a regional background // *Theoretical and Applied Ecology*. 2020. No. 1. P. 89–96 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2020-1-089-096