

СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В ПОЧВЕННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ РЕКРЕАЦИОННОЙ ЗОНЫ КРУПНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ГОРОДА (Г. ЧЕРЕПОВЕЦ)

Ю. Г. Удоденко^{1,3*}, Е. С. Иванова², В. Т. Комов^{1,2}, Д. Э. Баженова², А. В. Белик³

¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, e-mail: *udu@mail.ru

²Череповецкий государственный университет

162600, Вологодская область, г. Череповец, ул. Луначарского, д. 5

³Воронежский государственный университет

394018, г. Воронеж, Университетская пл., д. 1

Поступила в редакцию 25.09.2022

Почвенные беспозвоночные служат кормовым ресурсом для птиц и мелких млекопитающих. Миграция ртути в пищевых сетях наземных экосистем до сих пор остается слабо изученной. Определено содержание ртути в почвах, дождевых червях, пауках-волках и сенокосцах лесопарковой зоны г. Череповца (Вологодская область). Сбор материала проводили на 5 ключевых участках (березово-осиновый лес, сосняк-кисличник, сосняк-черничник, низинный луг, суходольный луг) отличающихся составом растительности и положением в каскаде геохимических ландшафтов. Минимальное содержание ртути выявлено в почвах суходольного луга (элювиальный ландшафт) – 25 нг/г, максимальное – в почвах низинного луга (аккумулятивный ландшафт) – 188 нг/г. Максимальные концентрации ртути на всех ключевых участках были выявлены у дождевых червей – от 261 нг/г в сосняке-черничнике до 1095 нг/г в низинном лугу. Концентрация ртути в пауках-волках была ниже, чем в дождевых червях. Минимальные значения выявлены на суходольном лугу. Во всех биотопах содержание ртути в пауках-волках было достоверно выше, чем в сенокосцах. Достоверных взаимосвязей между содержанием ртути в почвах и организме изученных беспозвоночных не выявлено.

Ключевые слова: почвы, дождевые черви, пауки-волки, сенокосцы, геохимические ландшафты.

DOI: 10.47021/0320-3557-2022-57-64

ВВЕДЕНИЕ

Ртуть – один из наиболее широко распространенных в экосистемах токсичных элементов [Driscoll et al., 2013]. Высокая подвижность в окружающей среде и способность накапливаться в органах и тканях живых организмов делает ртуть и ее соединения опасными для здоровья большинства животных, в том числе и человека [Beckers, Renklebe, 2017; Oliveira et al., 2018]. Ртуть, поступает в окружающую среду из естественных (извержения вулканов) и антропогенных источников (сжигание угля и нефти, черная и цветная металлургия, химическое производство и др.) преимущественно в газообразной форме [Global..., 2018]. Она находится в атмосфере до одного года, мигрирует с воздушными массами на большие расстояния и осаждается на земную поверхность на значительном удалении от своего источника [Selin, 2009].

В водных экосистемах под воздействием микробиоты ртуть переходит в биодоступную метилртуть, которая эффективно вовлекается в пищевые сети [Lavoie et al., 2013]. Метилирование ртути в наземных экосистемах документально не подтверждено. Несмотря на то, что и в водных, и в наземных экосистемах содержание ртути в тканях животных, как правило, увеличивается при переходе от одного трофического уровня к более высокому, неод-

нократно регистрировались значительные отличия в уровнях накопления ртути между организмами, занимающими один и тот же трофический уровень, но отличающихся рационом питания [Suhareva et al., 2021]. Разнообразие и пределы физико-химических параметров на ограниченной территории наземных экосистем гораздо больше в целом, чем пресноводных, что определяет различия между ними как по видовому богатству (разнообразию), так и по основным направлениям миграции ртути в трофических сетях. Распределение и накопление ртути в биотических компонентах (особенно верхних трофических уровней) водных экосистем исследованы более подробно [Razavi et al., 2019; Udodenco et al., 2022].

Беспозвоночные различного трофического статуса могут по-разному накапливать тяжелые металлы, в том числе ртуть [Gongalsky et al., 2007; Rodenhouse et al., 2019; Bouchelouche, Arab, 2020; Wu et al., 2021]. Беспозвоночные служат кормовым ресурсом для насекомоядных млекопитающих и птиц, и, таким образом, определяют направление потоков ртути по трофической сети наземных экосистем, а, следовательно, риски для благополучного существования консументов высших уровней. В силу фрагментарности исследований содержания ртути в беспозвоночных

в настоящее время затруднительно установить закономерности миграции металла в наземных пищевых сетях и сделать оценку его потенциального влияния на птиц и млекопитающих наземных экосистем.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Сбор материала проводился в июне 2018 г. на 5 ключевых участках в лесопарковой зоне г. Череповца на левом берегу Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища (рис. 1). Ключевые участки были выбраны в ряду геохимически-сопряженных ландшафтах на различном удалении от побережья водохранилища:

Участок 1. Березово-осиновый лес (прибрежье, 0–50 м от уреза воды). Транзитно-аккумулятивный ландшафт. Растительность представлена березой и осинкой. Основу напочвенного покрова составляют крапива и сныть.

Участок 2. Сосняк кисличник (100 м от уреза воды). Транзитно-аккумулятивный ландшафт. Древостой образован сосной с примесью березы и осины. В напочвенном покрове доминирует кислица и майник.

Участок 3. Сосняк черничник (1.5–2 км от уреза воды). Транзитно-аккумулятивный ландшафт. В древостое доминирует сосна. В подлеске рябина и можжевельник. Основу травянистого покрова составляет черника, зеленые мхи.

Участок 4. Низинный луг (5 км от уреза воды). Аккумулятивный геохимический ландшафт у подошвы склона. Растительный покров составляют тростник, осоки.

Участок 5. Суходольный луг (7 км от уреза воды). Элювиальный ландшафт на верхней части склона.

Дождевые черви, сенокосцы и пауки-волки – наиболее типичные и многочисленные представители геобионтных и герпетобионтных беспозвоночных на исследуемой территории.

Дождевых червей на каждом участке собирали из почвенных монолитов 25х25х25 см. Червей живыми доставляли в лабораторию, где 48 ч выдерживали на фильтровальной бу-

маге в чашках Петри для освобождения кишечника от почвенной массы. После этого червей фиксировали 4% формалином.

Сенокосцев (Opiliones, Phalangidae) и пауков-волков (Aranei, Lycosidae) ловили с помощью почвенных ловушек. В каждом участке было установлено по 10 ловушек. В качестве фиксирующей жидкости использовали 70%-ный этанол. Определения до вида не проводили, потому что все виды из исследованных на участке семейств арахнид занимают одну экологическую нишу и находятся на одном и том же трофическом уровне.

Перед анализом беспозвоночных высушивали в сушильном шкафу при температуре 40°C. Концентрацию ртути во всех образцах определяли методом пиролиза на атомно-абсорбционном спектрометре РА915М, оснащенным пиролитической приставкой ПИРО (Люмэкс, Россия).

Критерий Манна–Уитни использовали при попарном сравнении концентрации ртути в половозрелых и ювенильных особях дождевых червей, а также при сравнении концентраций ртути в сенокосцах и пауках из одного ключевого участка. Критерий Краскела–Уоллеса применяли для оценки различий концентрации ртути между экземплярами дождевых червей, сенокосцев и пауков из разных ключевых участков. Взаимосвязь между сухой массой и концентрацией ртути у отдельных особей сенокосцев и пауков оценивали с помощью непараметрического коэффициента Спирмена.

Коэффициент биоаккумуляции (BAF) ртути рассчитывали как отношение средних концентраций ртути в дождевых червях к концентрации ртути в почвах биотопов.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Содержание ртути в почвах. Наибольшее содержание ртути выявлено в поверхностных оторфованных горизонтах почв низинного луга (табл. 1). Уровни содержания ртути в гумусовых горизонтах дерново-подбуров в лесных биотопах были в четыре раза меньше, чем на низинном луге и достоверно не отличались между собой. Минимальные величины содержания Hg установлены в почвах суходольного луга.

Накопление ртути в дождевых червях (Lumbricidae). Максимальной численности дождевые черви достигали в наиболее увлажненных биотопах – низинный луг и березово-осиновый лес (640–672 экз/м²). Минимальное количество червей отмечено на суходольном лугу (224 экз/м²). Во всех биотопах численно преобладали ювенильные особи, которых определить до вида по морфологическим призна-

кам затруднительно. Все половозрелые особи относились к виду *Lumbricus terrestris* (Linnaeus, 1758).

Содержание ртути в дождевых червях варьировало от 103 до 1744 нг/г и достоверно различалось между экземплярами из разных биотопов ($H=75.3$; $p < 0.0001$). Минимальное

среднее содержание ртути зарегистрировано у червей из сосняка кисличного (261 ± 68 мкг/г, $n = 21$). Максимальное среднее содержание ртути отмечено в червях, обитающих в низинном лугу (1095 ± 257 нг/г). У дождевых червей из низинного луга отмечено наиболее интенсивное накопление металла.

Таблица 1. Содержание ртути (среднее \pm стандартное отклонение) в поверхностных горизонтах почв и дождевых червях различных биотопов

Table 1. Mercury content (mean \pm standard deviation) in the surface horizons of soils and earthworms of different sites

Ключевой участок Site	Геохимический ландшафт Geochemical landscape	Hg в гумусовом горизонте почв, нг/г Hg in the humus horizon of soils, ng/g	Hg в дождевых червях, нг/г Hg in earthworms, ng/g	BAF
Суходольный луг Dry meadow	Элювиальный Eluvial	25 \pm 5	844 \pm 324	34 \pm 13
Низинный луг Wet meadow	Аккумулятивный Accumulative	189 \pm 7	1095 \pm 257	6 \pm 1
Сосняк черничный Dry pine forest	Транзитно-аккумулятивный Ttrans-accumulative	46 \pm 24	–	–
Сосняк кисличный Wet pine forest	Транзитно-аккумулятивный Ttrans-accumulative	42 \pm 10	261 \pm 68	6 \pm 2
Березово-осиновый лес Birch-aspenforest	Транзитно-аккумулятивный Ttrans-accumulative	46 \pm 23	610 \pm 234	13 \pm 5

Примечание. BAF – коэффициент биоаккумуляции, “–” – нет данных.

Note. BAF – bioaccumulation factor, “–” – no data.

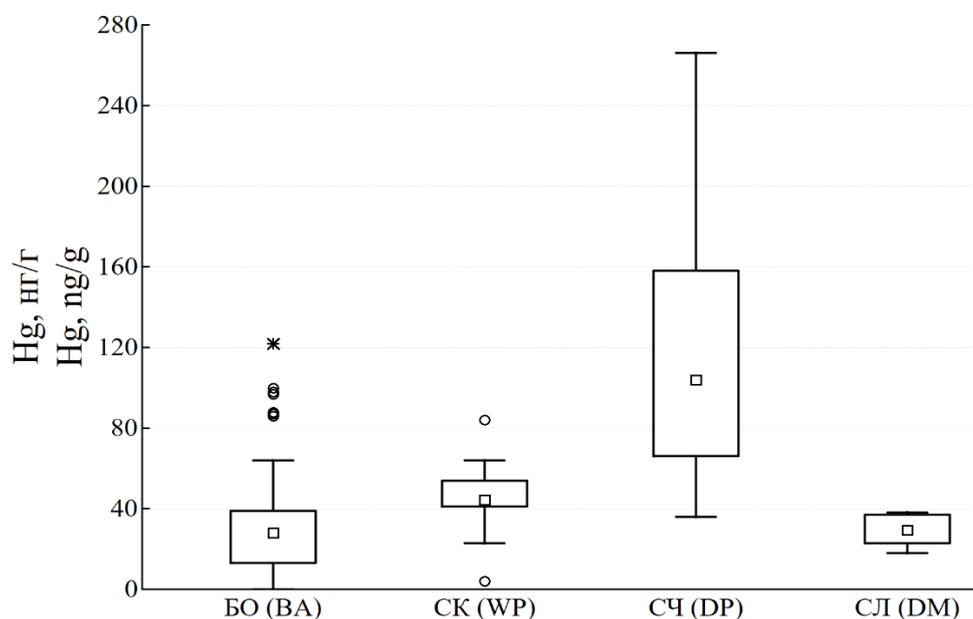


Рис. 1. Содержание ртути в сенокосцах (*Opiliones*) на разных ключевых участках (БО – березово-осиновый лес, СК – сосняк кисличник, СЧ – сосняк-черничный, СЛ – суходольный луг).

Fig. 1. Mercury content in harvesters (*Opiliones*) at different sites (BA – birch-aspen forest, WP – wet pine forest, DP – dry pine forest, DM – dry meadow).

Наибольшие концентрации характерны для половозрелых особей и были достоверно выше по сравнению с ювенильными особями ($U = 743$; $Z = 3.89$; $p < 0.001$). Зависимости ме-

жду содержанием ртути в дождевых червях и в поверхностных горизонтах почв не выявлено.

Наибольшие значения коэффициента биоаккумуляции отмечены у червей суходольного луга – участке с наименьшим содержа-

ем валовой ртути в поверхностном горизонте почв. С увеличением концентрации ртути в почвах ключевых участков коэффициент биоаккумуляции уменьшался.

Просматривается тенденция обратной зависимости между содержанием ртути в поверхностном горизонте почв и коэффициентом биоаккумуляции у дождевых червей.

Особенности накопления ртути в сенокосцах (Opiliones). Численность сенокосцев уменьшалась по мере удаления от побережья водохранилища. Максимальная численность отмечена в березово-осиновом лесу и сосняке кисличном – 53 и 50 экз. за время исследований, соответственно. Минимальная – в суходольном луге (6 экз. за время исследований). В низинном лугу за период исследований не было встречено ни одной особи.

Содержание ртути в сенокосцах варьировало в пределах 5–266 нг/г и достоверно отличалось между биотопами ($N=50.8$; $p < 0.001$) (рис. 1). Концентрация металла в сенокосцах увеличивалась при удалении от побережья водохранилища и достигала наибольших величин в сосняке черничном – 114 ± 60 нг/г.

У сенокосцев отмечена слабая отрицательная достоверная корреляция между содержанием ртути и сухой массой тела ($r = -0.28$; $p < 0.05$) (рис. 3). Достоверной корреляции между концентрацией ртути в почвах и содержанием ее в сенокосцах не выявлено.

Особенности накопления ртути в пауках-волках (Lycosidae). Пауки-волки – наиболее многочисленная группа герпетобионтных беспозвоночных на исследуемой территории. Количество выловленных экземпляров за период наблюдений варьировало от 20 в сосняке черничном до 60 – в сосняке кисличном.

Содержание ртути в пауках-волках находилось в диапазоне 5–259 нг/г (рис. 2). Несмотря на сопоставимые предельные концентрации, во всех биотопах содержание ртути в пауках было достоверно выше, чем в сенокосцах (табл. 2).

Среднее содержание ртути в пауках-волках суходольного луга было достоверно в 2–3 раза ниже по сравнению с пауками других ключевых участков ($N = 61.8$; $p < 0.001$). Достоверной корреляции между содержанием ртути и массой тела у пауков-волков не выявлено ($r = -0.10$; $p < 0.05$) (рис. 3).

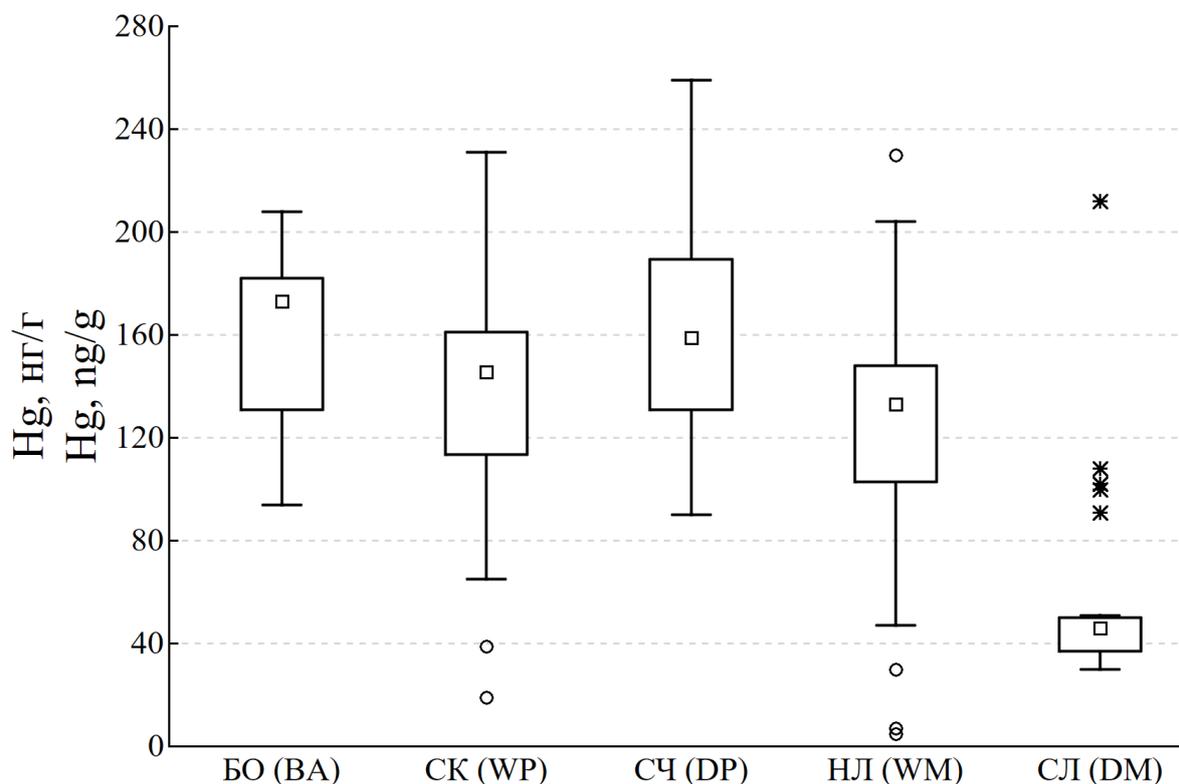


Рис. 2. Содержание ртути в пауках-волках (Lycosidae) на разных ключевых участках (БО – березово-осиновый лес, СК – сосняк-кисличник, СЧ – сосняк-черничник, НЛ – низинный луг, СЛ – суходольный луг).

Fig. 2. Mercury content in wolf spiders (Lycosidae) at different sites (BA – birch-aspen forest, WP – wet pine forest, DP – dry pine forest, WM – wet meadow. DM – dry meadow).

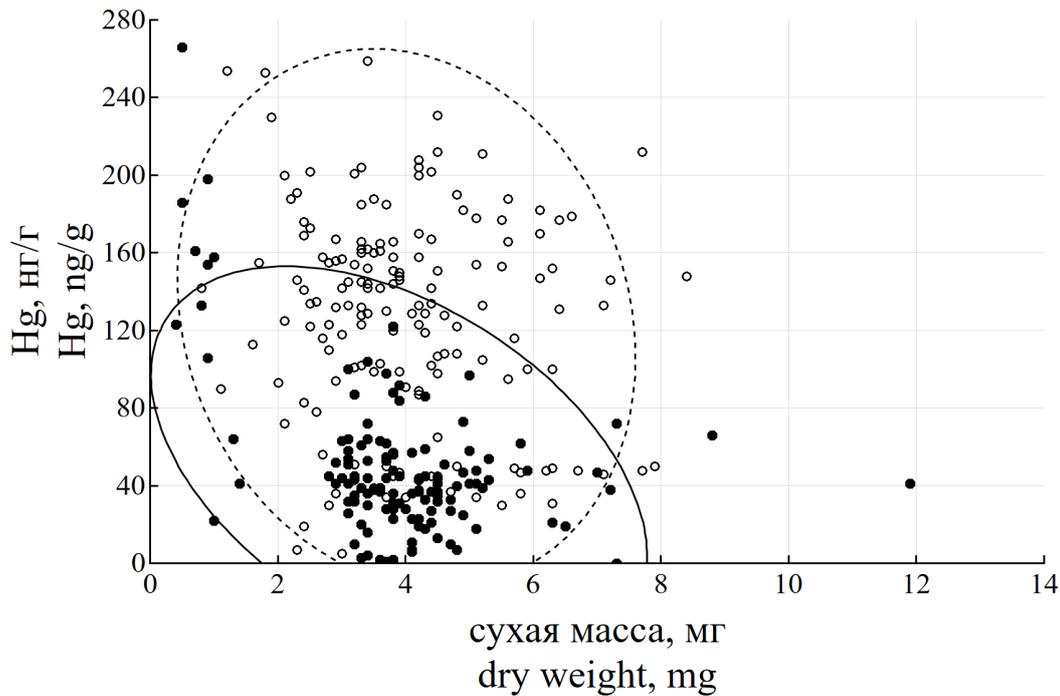


Рис. 3. Распределение концентрации ртути в зависимости от массы тела у пауков-волков (белые круги) и сенокосцев (черные круги). В границы эллипсов попадает 95% наблюдений.

Fig. 3. Distribution of mercury concentration with respect on body weight in wolf spiders (white circles) and harvesters (black circles), 95% of observations are within the boundaries of the ellipses.

Таблица 2. Результаты теста Манна-Уитни (U , Z , p) при сравнении концентраций ртути в сенокосцах (*Opiliones*) и пауках-волках (*Lycosidae*) в каждом ключевом участке

Table 2. The results of the Mann-Whitney test (U , Z , p) for comparing mercury concentrations in harvesters (*Opiliones*) and wolf-spiders (*Lycosidae*) in each key site

Ключевой участок Site	n		U	Z	p
	Opiliones	Lycosidae			
Березово-осиновый лес Birch-aspenforest	53	22	8.5	6.7	<0.001
Сосняк кисличный Wet pine forest	50	60	92	8.5	<0.001
Сосняк черничный Dry pine forest	19	20	91	2.8	0.006
Суходольный луг Dry meadow	6	31	17.5	3.1	0.002

ОБСУЖДЕНИЕ

Концентрация ртути в гумусово-аккумулятивном горизонте почв под различными типами леса и в почвах суходольного луга в 2–4 раза ниже кларка для почв – 100нг/г [Kabata-Pendias, 2011]. В почвах, сформировавшихся в аналогичных биотопах, занимающих элювиальное и транзитно-аккумулятивное положение геохимической катене на южном побережье Рыбинского водохранилища, содержание ртути в 3–4 раза ниже полученных в настоящем исследовании величин [Комов и др., 2017 (Kotov et al., 2017)]. Такие различия, вероятно обусловлены более высокой антропо-

генной нагрузкой в г. Череповце, и что приводит к повышенным поступлениям ртути в окружающую среду. Оторфованные почвы низинного луга, содержат столько же ртути, сколько и, поверхностный слой низинных торфяников в центральной части Вологодской области [Удоденко, Филиппов, 2017 (Udodenko, Philippov, 2017)].

Контрастное содержание ртути в почвах различных биотопов обусловлено особенностями геохимических условий в сопряженных ландшафтах: почвы наиболее удаленного от побережья геохимически автономного сухо-

дольного луга содержат в два раза меньше ртути, по сравнению с почвами геохимически подчиненных ландшафтов под разными типами леса. Наибольшее количество ртути в почвах низинного луга обусловлено его аккумулятивным положением в ряду геохимических ландшафтов и сорбирующими свойствами торфяных горизонтов, способных удерживать ртуть и замедлять ее миграцию с латеральным стоком. Аналогичные различия в уровнях аккумулятивной ртути торфяными горизонтами почв заболоченных западин, по сравнению с окружающими их почвами широколиственных и хвойных лесов автономных ландшафтов, ранее были показаны на территории Воронежского заповедника [Удоденко и др., 2011 (Udodenko et al., 2011)].

В России за ПДК валовой ртути для почв принята концентрация 2.1 мг/кг. Однако, согласно различным исследованиям, критические для почвенной фауны уровни содержания ртути в почвах варьируют от 0.5 до 3.3 мг/кг [deVries et al., 2007, Tipping et al., 2010]. Таким образом, содержание ртути в почвах лесопарковой зоны г. Череповец не представляет угрозу для местной фауны.

С экотоксикологической точки зрения валовое содержание ртути в почвах не является показателем ее биодоступности [Mahbub et al., 2017]. В почвах ртуть содержится в маломобильных формах и аккумулируется в компонентах органического вещества или сорбируется минералами тонких фракций. Содержание метилированной ртути (MeHg) в почвах не превышает 1–2% [Rieder et al., 2011; Burns et al., 2014]. Поэтому ртуть в почвах отличается низкой биодоступностью, даже при высоком ее валовом содержании. В организме дождевых червей содержание MeHg обычно составляет около 10% [Ernst et al., 2008; Rieder et al., 2011]. Содержание ртути в червях может быть удобным индикатором уровня биодоступной ртути в почвах [Lanno et al., 2004]. Полученные в настоящем исследовании коэффициенты биоаккумуляции типичны для дождевых червей, обитающих в почвах, не подверженных антропогенному загрязнению ртутью. При этом на загрязненных территориях коэффициент биоаккумуляции приобретает значения ниже единицы [Zhang et al., 2009]. Результаты настоящего исследования согласуются с другими результатами, где коэффициент биоаккумуляции был выше на антропогенных грунтах с низким содержанием ртути, и наоборот [Colasevich et al., 2011]. Уменьшение коэффициента биоаккумуляции для дождевых червей с увеличением концентраций

ртути в почвах связано, с меньшей долей биодоступной ртути относительно ее валовой концентрации. Несмотря на то, что полученная в настоящем исследовании модель связи биоаккумуляции ртути в дождевых червях и концентрацией металла в поверхностном горизонте почв не достоверна – общая отрицательная тенденция просматривается. Возможно, при увеличении количества ландшафтов с промежуточными концентрациями ртути в почвах зависимость получится статистически достоверной.

Следует добавить, что дождевые черви остаются одной из наиболее изученных групп беспозвоночных по концентрации ртути [Mahbub et al., 2017]. Они отличаются высокой толерантностью к содержанию ртути в почвах. Биодоступность ртути не является фактором, ограничивающим численность дождевых червей. По всей видимости различия в численности червей на разных ключевых участках обусловлены другими факторами – влажность, плотность почв и т.п. Исследования показывают, что даже при высоких концентрациях ртути в почвах (в 40 раз выше ПДК) смертность дождевых червей низкая [Zhu et al., 2012]. Закономерности накопления ртути другими группами наземных беспозвоночных до сих пор остается слабо изученным. Однако общие наблюдаемые тенденции похожи на те, что отмечены у позвоночных животных – хищные виды в одном и том же биотопе накапливают больше ртути, чем виды, основу рациона которых составляет растения и детрит [Комов и др., 2017 (Komov et al., 2017)]. Например, пауки, которых птицы приносили для своих птенцов, в среднем содержали в четыре раза больше ртути по сравнению с чешуекрылыми и прямокрылыми насекомыми из тех же ландшафтов [Cristol et al., 2008].

Отмеченный в настоящем исследовании большой размах между предельными концентрациями ртути у арахнид внутри одного биотопа, характерен для большинства хищных членистоногих [Zheng et al., 2008; Wu et al., 2021]. Это обусловлено как небольшой массой беспозвоночных и быстрым накоплением высоких концентраций, так и отсутствием эффекта биологического разбавления. Согласно литературным данным в пауках по сравнению с другими беспозвоночными отмечается наибольшее содержание метилированной ртути [Li et al., 2021]. Пауки, сенокосцы и дождевые черви вместе составляют до 50% в рационе наземных мелких млекопитающих [Makarov, Ivanter, 2016] Поэтому изученные беспозво-

ночные могут играть важную роль при транспорте ртути по наземным пищевым сетям.

Дождевые черви, пауки-волки и сенокосцы отличаются между собой по характеру пространственного распределения ртути. Различия, вероятно, обусловлены специфическими источниками ртути для каждой исследованной группы. Все пауки, независимо от способа добычи пищи (бродячие охотники или тенетники) – облигатные хищники [Марусик, Ковблук, 2011 (Marusik, Kovbluk, 2011)]. Основу их рациона составляют насекомые различных таксономических групп. Причиной большого размаха концентраций ртути в локальной популяции арахнид может быть случайно избирательное питание организмами с содержанием высокой и низкой концентрацией ртути. Те особи пауков-волков, которым чаще попадались организмы с более высокой концентрацией ртути, в результате содержат больше ртути, чем те особи, которым попадались жертвы с низкой концентрацией металла. Процесс, вероятно, носит случайный, не направленный и не избирательный характер.

Во всех исследованных биотопах содержание ртути в пауках-волках было существенно ниже по сравнению с дождевыми червями. Вероятно, уровни накопления ртути дождевыми червями зависят от общего объема почвы, прошедшей через кишечник в течение жизни

отдельной особи. Аналогично можно объяснить разные уровни накопления ртути половозрелыми и ювенильными особями дождевых червей. В отличие от пауков, сенокосцы умеренной полосы европейской части РФ – детритофаги. Основу их рациона составляют растительные остатки. Поэтому содержание ртути в сенокосцах во всех биотопах ниже, чем в пауках. В единичных комплексных исследованиях, показано, что содержание ртути в пауках в 1.5 раза выше, чем в сенокосцах [Rimmer et al., 2010]. При этом сенокосцы содержали в 1.5–2 раза больше ртути, чем представители растительоядных насекомых отрядов клопы, перепончатокрылых, личинок.

Отсутствие положительных связей между содержанием металлов в почвах и герпетобийных беспозвоночных (на примере жуелиц) ранее было показано в окрестностях Косогорского металлургического комбината [Gongalsky et al., 2007]. Сенокосцы и пауки в течение жизненного цикла менее связаны с почвой, что приводит к отсутствию корреляции между содержанием ртути в почвах и организме. Большая часть жизненного цикла арахнид проходит на поверхности почвы, без непосредственного контакта с ней, а кормовым ресурсом служат мелкие беспозвоночные, слабо накапливающие ртуть.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Определено содержание ртути в поверхностных горизонтах почв рекреационной зоны г. Череповца. Показано, что содержание ртути в почвах зависит от их положения в каскаде локальных геохимических ландшафтов – минимальные значения отмечены в почвах суходольного луга (элювиальный ландшафт), максимальные – в почвах низинного луга (аккумулятивный ландшафт). Во всех исследованных почвах содержание ртути ниже уровней, при которых ожидается негативный эффект на сообщество почвенных беспозвоночных.

Исследовано содержание ртути в дождевых червях, пауках-волках и сенокосцах, насе-

ляющих различные участки рекреационной зоны г. Череповца. Среднее содержание ртути в беспозвоночных возрастало в ряду сенокосцы > пауки-волки > дождевые черви. На всех исследованных ключевых участках, за исключением низинного луга, содержание ртути в беспозвоночных было выше, чем в почвах. Достоверных взаимосвязей между содержанием ртути в почвах и организме всех исследованных таксономических групп не выявлено. Различия по уровню содержания ртути в отдельных видах обусловлены типом питания и положением в структуре трофической пищевой сети.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Комов В.Т., Гремячих В.А., Удоденко Ю.Г., Щедрова Е.В., Елизаров М.Е. Ртуть в абиотических и биотических компонентах водных и наземных экосистем поселка городского типа на берегу Рыбинского водохранилища // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2017. Вып. 77 (80). С. 34–56. DOI: 10.24411/0320-3557-2017-10003
- Марусик Ю.М. Ковблук Н.М. Пауки Сибири и Дальнего Востока. Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2011. 344 с.
- Удоденко Ю.Г., Девятова Т.А., Комов В.Т., Трегубов О.В. Ртуть в гидроморфных почвах Воронежского государственного природного биосферного заповедника // Вестник ВГУ. Серия: химия, биология, фармация. 2011. № 2. С. 148–153.

- Удоденко Ю.Г., Филиппов Д.А. Ртуть в торфяных отложениях Шиченгского болота (Вологодская область) // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2017. Вып. № 79 (82). С. 236–242. DOI: 10.24411/0320-3557-2017-10059
- Beckers F., Rinklebe J. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. // *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2017. Vol. 47. P. 693–794. DOI: 10.1080/10643389.2017.1326277
- Bouchelouche D., Arab A. Bioaccumulation of heavy metals in an aquatic insect (*Baetis pavidus*; Baetidae; Ephemeroptera) in the El Harrach Wadi (Algeria) // *Arab. J. Geosci.* 2020. № 13. P. 672. DOI: 10.1007/s12517-020-05582-6
- Burns D.A., Woodruff L.G., Bradley P.M., Cannon W.F. Mercury in the Soil of Two Contrasting Watersheds in the Eastern United States // *PLoS ONE*. 2014. Vol. 9. P. 86855. DOI: 10.1371/journal.pone.0086855
- Colacevich A., Sierra M.J., Borghini F., Millán R., Sanchez-Hernandez J.C. Oxidative stress in earthworms short- and long-term exposed to highly Hg-contaminated soils // *Journal of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 194. P. 135–143. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.07.091
- Cristol D.A., Brasso R.L., Condon A.M., Fovargue R.E., Friedman S.L., Hallinger K.K., Monroe A.P., White A.E. The Movement of Aquatic Mercury Through Terrestrial Food // *Webs. Science*. 2008. Vol. 320. P. 335–335. DOI: 10.1126/science.1154082
- de Vries W., Römkens P.F.A.M., Schütze G. Critical Soil Concentrations of Cadmium, Lead, and Mercury in View of Health Effects on Humans and Animals // *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 2007. Vol. 191. P. 91–130. DOI: 10.1007/978-0-387-69163-3_4
- Driscoll C.T., Mason R.P., Chan H.M., Jacob D.J., Pirrone N. Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways and Effects // *Environ. Sci. Technol.* 2013. № 47. P. 4967–4983. DOI: 10.1021/es305071v
- Ernst G., Zimmermann S., Christie P., Frey B. Mercury, cadmium and lead concentrations in different ecophysiological groups of earthworms in forest soils // *Environmental Pollution*. 2008. Vol. 156. P. 1304–1313. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.03.002
- Global Mercury Assessment 2018. UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch Geneva. Switzerland: Narayana Press. 2019. 58 p.
- Gongalsky K.B., Filimonova Zh.V., Pokarzhevskii A.D., Butovsky R.O. Differences in responses of herpetobionts and geobionts to impact from the Kosogorsky metallurgical plant (Tula region, Russia) // *Russian Journal of Ecology*. 2007. Vol. 38. № 1. P. 52–57.
- Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants (4th ed.). Boca Raton: CRC Press Taylor and Francis Group, 2011. 500 p.
- Lanno R., Wells J., Conder J., Bradham K., Basta N. The bioavailability of chemicals in soil for earthworms // *Ecotoxicol Environ Saf.* 2004. Vol. 57. P. 39–47.
- Lavoie R.A., Jardine T.D., Chumchal M.M., Kidd K.A., Campbell L.M. Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis // *Environ. Sci. Technol.* 2013. Vol. 47. P. 13385–13394. DOI: 10.1021/es403103t
- Li C., Xu Z., Luo K., Chen Z., Xu X., Xu C., Qiu G. Biomagnification and trophic transfer of total mercury and methylmercury in a sub-tropical montane forest food web, southwest China // *Chemosphere*. 2021. Vol. 277. P. 130371. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130371
- Mahbub K.R., Krishnan K., Naidu R., Andrews S., Megharaj M. Mercury toxicity to terrestrial biota // *Ecological Indicators*. 2017. Vol. 74. P. 451–462. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.12.004
- Makarov A.M., Ivanter E.V. Dimensional characteristics of prey and their role in the diet of shrews (*Sorex l.*) // *Russian journal of ecology*. 2016. Vol. 46, № 3. P. 315–319. DOI: 10.1134/S1067413616030073
- Oliveira C.S., Nogara P.A., Ardisson-Araújo D.M.P., Aschner M., Rocha J.B.T., Dórea J.G. Neurodevelopmental Effects of Mercury // *Advances in Neurotoxicology*. 2018. Vol. 2. P. 27–86. DOI: 10.1016/bs.ant.2018.03.005
- Razavi R.N., Cushman S.F., Halfman J.D., Massey T., Beutner R., Cleckner L.B. Mercury bioaccumulation in stream food webs of the Finger Lakes in central New York State, USA // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019. Vol. 172. P. 265–272. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.01.060
- Rieder S.R., Brunner I., Horvat M., Jacobs A., Frey B. Accumulation of mercury and methylmercury by mushrooms and earthworms from forest soils // *Environmental Pollution*. 2011. Vol. 159. P. 2861–2869. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.04.040
- Rimmer C.C., Miller E.K., McFarland K.P., Taylor R.J., Faccio S.D. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in the terrestrial food web of a montane forest // *Ecotoxicology*. 2010. Vol. 19. P. 697–709. DOI: 10.1007/s10646-009-0443-x
- Rodenhouse N.L., Lowe W.H., Gebauer R.L.E., McFarland K.P., Bank M.S. Mercury bioaccumulation in temperate forest food webs associated with headwater streams // *Science of The Total Environment*. 2019. Vol. 665. P. 1125–1134. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.151
- Selin N.E. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review // *Annu. Rev. Environ Resour.* 2009. Vol. 34. P. 43–63. DOI: 10.1146/annurev.environ.051308.084314
- Suhareva N., Aigars J., Poikane R., Tunens J. The influence of feeding ecology and location on total mercury concentrations in Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) // *Environ. Sci. Eur.* 2021. Vol. 33:82. DOI: 10.1186/s12302-021-00523-w.
- Tipping E., Lofts S., Hooper H., Frey B., Spurgeon D., Svendsen C. Critical Limits for Hg(II) in soils, derived from chronic toxicity data // *Environmental Pollution*. 2010. Vol. 158. P. 2465–2471. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.03.027

- Udodenko Y.G., Robinson C.T., Choihil J., Badrakh R., Munkhbat J., Ivanova E.S., Komov V.T. Mercury levels in sediment, fish and macroinvertebrates of the Boroo River, northern Mongolia, under the legacy of gold mining // *Eco-toxicology*. 2022. Vol. 31. P. 312–323. DOI: 10.1007/s10646-021-02502-6
- Wu G., Tang S., Han J., Li C., Liu L., Xu X., Xu Z., Chen Z., Wang Y., Qiu G. Distributions of Total Mercury and Methylmercury in Dragonflies from a Large, Abandoned Mercury Mining Region in China // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2021. Vol. 81. P. 25–35. DOI: 10.1007/s00244-021-00854-y
- Zhang Z.S., Zheng D.M., Wang Q.C., Lv X.G. Bioaccumulation of Total and Methyl Mercury in Three Earthworm Species (*Drawida* sp., *Allolobophora* sp., and *Limnodrilus* sp.) // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2009. Vol. 83. P. 937–942. DOI: 10.1007/s00128-009-9872-8
- Zheng D.-M., Wang Q.-C., Zhang Z.-S., Zheng N., Zhang X.-W. Bioaccumulation of Total and Methyl Mercury by Arthropods // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2008. Vol. 81. P. 95–100. DOI: 10.1007/s00128-008-9393-x
- Zhu, J., Yang, D., Fu, R., Wang, W., Guo, X., Yao, H. Hormetic effects of mercury on survival of *Eisenia fetida* (Oligochaeta) // *Civil Eng. Urban Plan.* 2012. P. 299–307. DOI: 10.1061/9780784412435.055

REFERENCES

- Beckers F., Rinklebe J. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2017, vol. 47, pp. 693–794. doi: 10.1080/10643389.2017.1326277.
- Bouchelouche D., Arab A. Bioaccumulation of heavy metals in an aquatic insect (Baetispavidus; Baetidae; Ephemeroptera) in the El Harrach Wadi (Algeria). *Arab. J. Geosci.*, 2020, vol. 13, p. 672. doi: 10.1007/s12517-020-05582-6.
- Burns D.A., Woodruff L.G., Bradley P.M., Cannon W.F. Mercury in the Soil of Two Contrasting Watersheds in the Eastern United States. *PLoS ONE*, 2014, vol. 9, p. 86855. doi: 10.1371/journal.pone.0086855.
- Colacevich A., Sierra M.J., Borghini F., Millán R., Sanchez-Hernandez J.C. Oxidative stress in earthworms short- and long-term exposed to highly Hg-contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, vol. 194, pp. 135–143. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.07.091.
- Cristol D.A., Brasso R.L., Condon A.M., Fovargue R.E., Friedman S.L., Hallinger K.K., Monroe A.P., White A.E., The Movement of Aquatic Mercury Through Terrestrial Food Webs. *Science*, 2008, vol. 320, pp. 335–335. doi: 10.1126/science.1154082.
- de Vries W., Römkens P.F.A.M., Schütze G. Critical Soil Concentrations of Cadmium, Lead, and Mercury in View of Health Effects on Humans and Animals. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 2007, vol. 191, pp. 91–130. doi: 10.1007/978-0-387-69163-3_4.
- Driscoll C.T., Mason R.P., Chan H.M., Jacob D.J., Pirrone N. Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. *Environ. Sci. Technol.*, 2013, vol. 47, pp. 4967–4983. doi: 10.1021/es305071v.
- Ernst G., Zimmermann S., Christie P., Frey B. Mercury, cadmium and lead concentrations in different ecophysiological groups of earthworms in forest soils. *Environmental Pollution*, 2008, vol. 156, pp. 1304–1313. doi: 10.1016/j.envpol.2008.03.002.
- Global Mercury Assessment 2018. UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch Geneva. Switzerland, Narayana Press, 2019. 58 p.
- Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants (4th ed.). Boca Raton, CRC Press Taylor and Francis Group, 2011. 500 p.
- Komov V.T., Gremyachikh V.A., Udodenko Yu.G., Shchedrova Ye.V., Yelizarov M.Ye. Mercury in abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems in the urban settlement on the shore of the Rybinsk reservoir. *Proceedings of the I.D. Papanin Institute of Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences*, 2017, iss. 77 (80), pp. 34–56. doi: 10.24411/0320-3557-2017-10003 (In Russian)
- Lanno R., Wells J., Conder J., Bradham K., Basta N. The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. *Ecotoxicol Environ Saf.*, 2004, vol. 57, pp. 39–47.
- Lavoie R.A., Jardine T.D., Chumchal M.M., Kidd K.A., Campbell L.M. Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis. *Environ. Sci. Technol.*, 2013, vol. 47, pp. 13385–13394. doi: 10.1021/es403103t.
- Li C., Xu Z., Luo K., Chen Z., Xu X., Xu C., Qiu G. Biomagnification and trophic transfer of total mercury and methylmercury in a sub-tropical montane forest food web, southwest China. *Chemosphere*, 2021, vol. 277, p. 130371. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130371.
- Mahbub K.R., Krishnan K., Naidu R., Andrews S., Megharaj M. Mercury toxicity to terrestrial biota. *Ecological Indicators*, 2017, vol. 74, pp. 451–462. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.12.004.
- Makarov A.M., Ivanter E.V. Dimensional characteristics of prey and their role in the diet of shrews (*Sorex l.*). *Russian journal of ecology*, 2016, vol. 46, no. 3, pp. 315–319. doi: 10.1134/S1067413616030073.
- Marusik, Y.M., Kovbliūk, N.M. Pauki (Arachnida, Aranei) Sibiri i Dal'nego Vostoka Rossii. Moscow, T-vonauch. izd. KMK, 2011. 344 p. (In Russian)
- Oliveira C.S., Nogara P.A., Ardisson-Araújo D.M.P., Aschner M., Rocha J.B.T., Dórea J.G. Neurodevelopmental Effects of Mercury. *Advances in Neurotoxicology*, 2018, vol. 2, pp. 27–86. doi: 10.1016/bs.ant.2018.03.005
- Razavi R.N., Cushman S.F., Halfman J.D., Massey T., Beutner R., Cleckner L.B. Mercury bioaccumulation in stream food webs of the Finger Lakes in central New York State, USA. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, vol. 172, pp. 265–272. doi: 10.1016/j.ecoenv.2019.01.060.

- Rieder S.R., Brunner I., Horvat M., Jacobs A., Frey B. Accumulation of mercury and methylmercury by mushrooms and earthworms from forest soils. *Environmental Pollution*, 2011, vol. 159, pp. 2861–2869. doi: 10.1016/j.envpol.2011.04.040.
- Rimmer C.C., Miller E.K., McFarland K.P., Taylor R.J., Faccio S.D. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in the terrestrial food web of a montane forest. *Ecotoxicology*, 2010, vol. 19, pp. 697–709. doi: 10.1007/s10646-009-0443-x.
- Rodenhouse N.L., Lowe W.H., Gebauer R.L.E., McFarland K.P., Bank M.S. Mercury bioaccumulation in temperate forest food webs associated with headwater streams. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 665, pp. 1125–1134. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.151.
- Selin N.E. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. *Annu. Rev. Environ Resour*, 2009, vol. 34, pp. 43–63. doi: 10.1146/annurev.enviro.051308.084314.
- Suhareva N., Aigars J., Poikane R., Tunens J. The influence of feeding ecology and location on total mercury concentrations in Eurasian perch (*Perca fluviatilis*). *Environ. Sci. Eur.*, 2021, vol. 33:82. doi: 10.1186/s12302-021-00523-w.
- Tipping E., Lofts S., Hooper H., Frey B., Spurgeon D., Svendsen C. Critical Limits for Hg(II) in soils, derived from chronic toxicity data. *Environmental Pollution*, 2010, vol. 158, pp. 2465–2471. doi: 10.1016/j.envpol.2010.03.027.
- Udodenko Yu.G., Devyatova T.A., Komov V.T., Tregubov O.V. Rtut' v gidromorfnyh pochvah Voronezhskogo gosudarstvennogo prirodnogo biosfernogo zapovednika [Mercury in hydromorphic soils of the Voronezh state reserve]. *Proceedings of Voronezh state university. Series: chemistry. biology. pharmacy*, 2011, no. 2, pp.148–154. (In Russian)
- Udodenko Yu.G., Philippov D.A. Mercury in peat deposits of the Shichenskoe mire (Vologda region, Russia). *Transactions of IBIW RAS*, 2017, no. 79(82), pp. 236–242. doi: 10.24411/0320-3557-2017-10059. (In Russian)
- Udodenko Yu.G., Robinson C.T., Choihil J., Badrakh R., Munkhbat J., Ivanova E.S., Komov V.T. Mercury levels in sediment, fish and macroinvertebrates of the Boroo River, northern Mongolia, under the legacy of gold mining. *Ecotoxicology*, 2022, vol. 31, pp. 312–323. doi: 10.1007/s10646-021-02502-6.
- Wu G., Tang S., Han J., Li C., Liu L., Xu X., Xu Z., Chen Z., Wang Y., Qiu G. Distributions of Total Mercury and Methylmercury in Dragonflies from a Large, Abandoned Mercury Mining Region in China. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 2021, vol. 81, pp. 25–35. doi: 10.1007/s00244-021-00854-y.
- Zhang Z.S., Zheng D.M., Wang Q.C., Lv X.G. Bioaccumulation of Total and Methyl Mercury in Three Earthworm Species (*Drawida* sp., *Allolobophora* sp., and *Limnodrilus* sp.). *Bull Environ Contam Toxicol*, 2009, vol. 83, pp. 937–942. doi: 10.1007/s00128-009-9872-8.
- Zheng D.-M., Wang Q.-C., Zhang Z.-S., Zheng N., Zhang X.-W. Bioaccumulation of Total and Methyl Mercury by Arthropods. *Bull Environ. Contam. Toxicol.*, 2008, vol. 81, pp. 95–100. doi: 10.1007/s00128-008-9393-x.
- Zhu, J., Yang, D., Fu, R., Wang, W., Guo, X., Yao, H. Hormetic effects of mercury on survival of *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Civil Eng. Urban Plan*, 2012, pp. 299–307. doi: 10.1061/9780784412435.055

MERCURY CONTENT IN SOIL INVERTEBRATES OF THE RECREATIONAL ZONE OF A LARGE INDUSTRIAL CITY (CHEREPOVETS)

Yu. G. Udodenko^{1,3*}, E. S. Ivanova², V. T. Komov^{1,2}, D. E. Bazhenova², A. V. Belik³

¹Papanin institute for biology of inland waters RAS

152742, Yaroslavl obl., Nekouz district, Borok, e-mail: *udu@ibiw.ru

²Cherepovets state university, 162600, Cherepovets, Lunacharskogo, 5

³Voronezh state university, 394018, Voronezh, Universitysquare, 1

Revised 25.09.2022

Soil invertebrates are the main food resource for birds and small mammals. The migration of mercury into the food webs of terrestrial ecosystems is still poorly investigated. The mercury content in soil, earthworms, wolf spiders and harvesters of the forest park zone of Cherepovets (Vologda region) was determined. The collection of the material was carried out on 5 sites (birch-aspen forest, wet pine forest, dry pine forest, wet meadow, dry meadow) differing in the composition of vegetation and the position in the cascade of geochemical landscapes. The minimum mercury content was found in the soils of the dry meadow (eluvial landscape) – 25 ng/g, the maximum – in the soils of the wet meadow (accumulative landscape) – 188 ng/g. The maximum concentrations of mercury in all sites were found in earthworms – from 261 ng/g in the dry pine forest to 1095 ng/g in the wet meadow. The concentration of mercury in wolf spiders was lower than in earthworms. The minimum values were found in a dry meadow. In all sites, the mercury content in wolf spiders was significantly higher than in harvesters. There are no significant correlations between the mercury content in soils and the organism of the studied invertebrates.

Keywords: soils, earthworms, wolf spiders, haymakers, geochemical landscapes