

Тяжелые металлы в пищевой цепи “почва – дождевые черви – европейский крот” в условиях загрязнения среды выбросами медеплавильного завода

Д. В. НЕСТЕРКОВА¹, Е. Л. ВОРОБЕЙЧИК¹, И. С. РЕЗНИЧЕНКО²

¹ Институт экологии растений и животных УрО РАН
620144, Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202
E-mail: ndv@i pae.uran.ru

² Омский государственный педагогический университет
644099, Омск, наб. им. Тухачевского, 14

Статья поступила 12.11.2013

АННОТАЦИЯ

Рассмотрено поведение тяжелых металлов в пищевой цепи “почва – дождевые черви – европейский крот” в районе действия Среднеуральского медеплавильного завода (г. Ревда Свердловской обл.). На загрязненной территории по сравнению с фоновой увеличение концентраций физиологически необходимых элементов (Cu, Zn) в тканях червей выражено слабее, чем в почве; концентрации неэссенциальных элементов (Pb, Cd), наоборот, сильнее возросли в червях, чем в почве. Аккумуляция в пищевой цепи выявлена только для Cd: в тканях червей его концентрация увеличена в 8–10 раз по сравнению с почвой (в 3,9–4,5 по сравнению с подстилкой), в печени крота – в 4–6 раз по сравнению с червями. В печени крота не происходит накопления Zn, Cu и Pb с увеличением их концентраций в содержимом желудка, в то время как повышение концентрации Cd в корме ведет к непропорционально большому его накоплению в печени. Хотя в организме крота аккумулируются чрезвычайно высокие количества Cd, его можно считать конечным «депо» этого элемента в наземных экосистемах.

Ключевые слова: крот, *Talpa europaea*, дождевые черви, почва, лесная подстилка, тяжелые металлы, Cu, Pb, Cd, Zn, медеплавильный завод, промышленное загрязнение, Средний Урал.

Проблема накопления токсикантов в трофических цепях привлекла внимание экологов более 50 лет назад, когда впервые был описан феномен сверхконцентрирования ¹³⁷Cs и ДДТ в рыбоядных птицах по отношению к содержанию поллютантов в воде. Однако последующие исследования показали, что далеко не все токсиканты (в частности, тяжелые металлы) демонстрируют подобное концентрирование. Поведение поллютантов в пищевых цепях обычно подразделяют на три варианта: аккумуляция – увеличение кон-

центрации при переходе на следующий трофический уровень, индикация – сохранение концентрации на том же уровне, элиминация – снижение концентрации. Редкие случаи очень сильной аккумуляции одного из тяжелых металлов – Cd – описаны для дождевых червей (фактор биоаккумуляции (BAF) равен 158) и моллюсков (BAF = 206) в условиях низкого уровня загрязнения почвы [Hsu et al., 2006]; большая часть исследований свидетельствует об умеренной аккумуляции (BAF = 2–20) [Ma, 1987; Hendriks et al., 1995;

Nahmani et al., 2007], индикации [Laskowski, 1991] или элиминации [Hendriks et al., 1995; Nahmani et al., 2007] тяжелых металлов животными.

На процессы накопления металлов наземными животными влияет множество факторов. Во-первых, важнейшую роль играют особенности конкретного металла, форма его соединений, взаимодействие с другими элементами, концентрация. Например, содержание физиологически необходимых металлов эффективно регулируется барьером на уровне желудочно-кишечного тракта, связыванием белками и экскрецией [Vijver et al., 2004]. Во-вторых, поступление металлов контролируют эдафические факторы, такие как кислотность почвы, содержание в ней органического вещества, глинистых частиц, емкость катионного обмена [Ma et al., 1983; Ладонин, 2003]. В-третьих, влияют особенности самих видов, их трофическая специализация и возраст. Так, сравнение травоядных и плотоядных мелких млекопитающих показало большее накопление в организме хищников Cd, Pb и Cr [Hunter et al., 1987; Namers et al., 2006; Безель и др., 2007; Veltman et al., 2007a;].

Выбросы предприятий цветной металлургии приводят к формированию обширных геохимических аномалий, для которых важно иметь информацию о переносе тяжелых металлов по трофическим цепям. В качестве модельной пищевой цепи удобно рассматривать систему «почва – дождевые черви – европейский крот», которая, в отличие от большинства наземных трофических цепей, крайне слабо разветвлена, а все ее элементы тесно связаны. Европейский крот (*Talpa europaea* L.) – выраженный стенофаг: доля дождевых червей в его рационе составляет до 90–96 % [Gogfrey, Crowcroft, 1960; Fumilayo, 1979]. Следовательно, можно ожидать, что перенос металлов почти полностью осуществляется в пределах этой пищевой цепи. В то же время данных по накоплению тяжелых металлов в тканях крота, обитающего на территориях возле заводов, очень мало [Ma, 1987]; немногочисленны также работы, посвященные накоплению металлов в условиях загрязнения других типов [Pankoski et al., 1993; Komarnicki, 2000].

Цель работы – заполнение пробела, связанного с анализом содержания тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd и Zn) в организме европейского крота и закономерности их перехода по цепи «почва – дождевые черви – крот» в условиях загрязнения выбросами медеплавильного завода.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Район исследования. Работы выполнены в районе действия Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ), расположенного около г. Ревды Свердловской обл. Основные ингредиенты выбросов – SO₂ и полиметаллическая пыль, в которой преобладают Cu, Pb, Zn, Cd, As. Общий объем эмиссии в конце 80-х гг. XX в. составлял более 140 тыс. т/год, в том числе (т/год): SO₂ – 134 089, HF – 1016, Cu – 2610, Zn – 1754, As – 639, Pb – 564. С середины 90-х гг. отмечено снижение выбросов, объем которых в середине 2000-х гг. составил менее 30 тыс. т/год.

Согласно физико-географическому районированию, территория относится к таежной географической зоне, к провинции низкогорной полосы Среднего Урала (абсолютные высоты – от 150 до 450 м над ур. м.). Доминируют темнохвойные леса и производные от них хвойно-лиственные, березовые, осиновые и сосновые; почвы – бурые горно-лесные, темно-серые, серые, оподзоленные и глееватые.

В западном направлении от СУМЗа по результатам анализа загрязнения снега и почвы выделены импактная (до 3 км), буферная (3–7 км) и фоновая (далее 7 км) зоны загрязнения [Воробейчик и др., 1994]. По состоянию биоты зонирование может иметь другие границы. Так, для дождевых червей импактная зона простирается до 4 км, поскольку ближе к заводу они не встречаются [Воробейчик, 1998]. Исчезновение червей приводит и к отсутствию крота: первые следы его роющей деятельности мы обнаружили только в 5 км к западу от завода, а постоянное поселение – в 6–7 км; на расстоянии до 10 км численность крота снижена в 1,5–1,8 раза по сравнению с удалением на 20–30 км от завода [Нестеркова, 2014]. Соответственно, в данной работе для европейского

крота рассмотрены только две зоны: буферная (от 5 до 10 км) и фоновая (далее 10 км).

Район исследований хорошо изучен в отношении закономерностей реакции биоты на промышленное загрязнение. Подробно исследованы почвенные беспозвоночные [Воробейчик, 1998; Воробейчик и др., 1994, 2012], а также накопление тяжелых металлов в мелких млекопитающих [Мухачева, Безель, 1995; Безель и др., 2007], однако крот объектом этих исследований не был.

Почва и лесная подстилка. Для характеристики содержания металлов в почвенном покрове района исследований использовали данные, полученные в 1995–1998 гг. [Воробейчик, 2003] в ходе картирования на территории 40 × 50 км², в центре которой расположен СУМЗ (208 пробных площадей размером 25 × 25 м²). Расстояние между ближайшими площадями не превышало 3 км. Пробные площади различались не только уровнем загрязнения, но и рельефом (элювиальные, транзитные и аккумулятивные ландшафты), характером почвенного и растительного покрова, удаленностью от населенных пунктов. Представлены березовые, сосновые, березово-сосновые, березово-елово-пихтовые леса разных растительных ассоциаций; почвы – бурые горно-лесные, серые лесные и дерново-подзолистые. В данной работе использовали выборку из 67 пробных площадей, расположенных к западу от завода и характеризующих импактную (с включением техногенной пустоши, 23 площади), буферную (30 площадей) и фоновую (14 площадей) зоны.

На каждой пробной площади отбирали по три сборных образца подстилки и верхнего (0–5 см) слоя гумусово-аккумулятивного горизонта почвы; каждый образец составлен из пяти индивидуальных (по схеме “конверта” со стороной 1 м); в пределах пробной площади точки отбора располагали случайно.

Дождевые черви. Сбор дождевых червей провели в июле 2008 г. на четырех участках, расположенных к западу от СУМЗа – на удалении 30, 20, 7 и 4–5 км. На каждом участке червей отбирали в елово-пихтовых и березово-осиновых лесах. Использовали ручной разбор 5–10 прикопок, случайно размещенных на участке на расстоянии 10–100 м друг от друга; прикоп охватывал как лесную под-

стилку, так и верхний (0–10 см) слой гумусового горизонта. Отбирали крупных (4–8 см длиной) червей одного вида – *Perelia diplo-tetratheca* (Perel, 1976), доминирующего в районе исследований; включали как половозрелых особей, так и беспоясковых. Всего проанализировано 197 особей червей (от 38 до 57 на участок).

Для очищения кишечника червей от почвы использовали метод, предложенный А. Д. Покаржевским с соавт. [Pokarzhevskii et al., 2000], в основе которого лежит замещение содержимого кишечника агар-агаром. Данный способ имеет ряд преимуществ перед традиционными (например, выдерживанием на фильтровальной бумаге). Для приготовления замещающего субстрата использовали микробиологический агар-агар из расчета 4,0–4,5 г сухого вещества на литр дистиллированной воды (соотношение установлено эмпирически в предварительном эксперименте, именно оно обеспечивало наилучшую выживаемость червей). Сухой агар-агар растворяли в горячей воде, доводили до кипения и разливали в прозрачные пластиковые контейнеры объемом 500 мл. Далее в каждый контейнер помещали по 14–15 червей; контейнер накрывали хлопчатобумажной тканью, которую прочно фиксировали резиновым кольцом. Контейнеры экспонировали в темноте при температуре 20–22 °С в течение 4 сут, ежедневно осматривая и удаляя погибших червей. После завершения экспозиции каждую особь просматривали под бинокулярной лупой для обнаружения остатков почвы в кишечнике (таких особей не использовали для анализа). Червей умерщвляли, помещая на непродолжительное время в морозильную камеру (–18 °С), однократно промывали дистиллированной водой, перекладывали в чашки Петри и сушили в сушильном шкафу при температуре 60 °С в течение суток. Такой способ позволяет быстро обездвигить червей и препятствует выделению ими большого количества слизи, как при традиционной фиксации формалином или спиртом.

Крот. Отлов проводили в мае, июле и октябре 2007–2009 гг. на удалении 30, 20, 10 и 7 км к западу от СУМЗа с помощью живоловок и капканов, которые устанавливали в жилые магистральные ходы (по четыре ло-

вушки в каждый ход). Поскольку жилые ходы иногда располагались на значительном расстоянии друг от друга, облавливаемая длина троп на каждом участке составляла 1–2 км. Отловлено 153 особи (из них 111 живоловки). Отловленных капканами животных замораживали до доставки в лабораторию, живых размещали в индивидуальные пластиковые контейнеры (объем 7 л), наполовину заполненные почвой. Животные получали в неограниченном количестве воду, каждые 4 ч поочередно дождевых червей и филе рыбы (минтай). После содержания в лаборатории (до 5 сут) проводили декапитацию под эфирным наркозом. У каждой особи измерена масса тела (точность 0,01 г), печени и желудка вместе с содержимым (точность 0,002 г).

Для химического анализа отбирали печень ($n = 153$), в которой депонируется большинство токсических веществ; у особей, отловленных капканами – содержимое желудков ($n = 42$). Образцы сушили при 60 °С в течение двух суток. Возраст определяли по развитию репродуктивной системы, массе тела и цвету шкурки, дополнительно для взрослых особей – по годовым слоям на гистологических срезах второго и третьего нижних коренных зубов. Животных разделили на три возрастные группы, которые существенно различались по размерам тела и морфофизиологическим характеристикам: 1–1,5 мес., 4–5 мес., взрослые половозрелые (11–73 мес.).

Химический анализ. В каждой пробе подстилки и почвы ионометрически определили актуальную кислотность (водная вытяжка, соотношение подстилка : вода равно 1 : 25). Для измерения содержания подвижных форм Cu, Cd, Pb и Zn использовали вытяжку 5%-ной HNO₃ (соотношение субстрат : кислота равно 1 : 10, время экстракции – 24 ч после однократного встряхивания). Данный экстрагент, как и другие сильные кислоты, позволяет анализировать не только доступные биоте формы тяжелых металлов, но и потенциально мобилизуемые [Ладонин, 2003], что лучше отражает общий уровень их техногенного поступления в среду по сравнению с другими экстрагентами (например, ацетатно-аммонийный буфер или комплексоны). Концентрации металлов в почве и подстилке измерили на атомно-абсорбционном спектрометре AAS-3 (Carl Zeiss, Германия).

Для измерения содержания металлов в тканях червей и кротов использовали около 100 мг материала (навеску взвешивали с точностью 0,0001 г); образцы озоляли в тефлоновых сосудах в микроволновой печи MWS-2 (Berghof, Германия) в течение 80 мин после добавления 7 мл концентрированной HNO₃ и 1 мл деионизированной воды при максимальном давлении 900 кПа и максимальной температуре 155 °С. Концентрации металлов (Cu, Pb, Cd, Zn) в тканях измерили на атомно-абсорбционном спектрометре AAS Vario 6 (Analytic Jena, Германия) с пламенным вариантом атомизации. Химические анализы выполнены в лаборатории экотоксикологии популяций и сообществ ИЭРиЖ УрО РАН, которая аккредитована на техническую компетентность и зарегистрирована в государственном реестре РФ (аттестат РОСС.RU0001.515630).

Статистический анализ. Значимость различий в концентрациях элементов между выборками оценивали при помощи дисперсионного анализа, значения предварительно логарифмированы; для множественных сравнений использован критерий Шеффе. Зависимость между концентрацией металла в печени (C_l) и в рационе (C_s) аппроксимирована уравнением $\log C_l = a \cdot \log C_s + b$, где a , b – коэффициенты.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание металлов в депонирующих средах. За 70 лет работы СУМЗа сформировалась обширная техногенная геохимическая аномалия: вблизи завода концентрация Cu в лесной подстилке в среднем в 65 раз выше по сравнению с фоновым уровнем, Pb – в 19, Cd – в 7 и Zn – в 3 раза, в гумусово-аккумулятивном горизонте – в 16, 3, 2,4 и 2 раза соответственно; в буферной зоне содержание металлов несколько ниже (табл. 1). Результатом подкисления почвенного раствора на единицу pH следует считать увеличение доступности металлов для биоты. Концентрации металлов на удалении 30 км от завода соответствуют региональному фону, который повышен по сравнению с “чистыми” территориями в других регионах России.

Содержание металлов в объектах питания крота. Основной путь поступления ток-

Кислотность (рН) и концентрация тяжелых металлов (мкг/г) в лесной подстилке и почве в разных зонах нагрузки в районе СУМЗа

Элемент	Зона нагрузки		
	фоновая (n = 42)	буферная (n = 89)	импактная (n = 69)
Лесная подстилка			
рН	5,7 ± 0,1 (5,2–6,5)	5,3 ± 0,1 (4,6–6,8)	4,7 ± 0,1 (2,9–6,2)
Cu	67,6 ± 2,9 (39,3–123,3)	1556,8 ± 60,7 (661,3–3206,4)	4398,9 ± 247,1 (1889,6–12121,7)
Pb	56,4 ± 2,2 (33,5–95,0)	547,3 ± 19,1 (206,7–1122,3)	1082,5 ± 56,3 (317,5–2347,8)
Cd	3,7 ± 0,1 (2,3–5,5)	17,4 ± 0,4 (5,4–26,4)	25,4 ± 1,9 (6,2–80,3)
Zn	481,2 ± 18,4 (251,4–727,8)	1158,9 ± 37,8 (453,6–1950,3)	1443,6 ± 95,6 (297,1–4194,1)
Почва			
рН	5,7±0,1 (4,8–6,6)	5,2±0,1 (4,3–6,0)	4,7±0,1 (3,4–5,8)
Cu	85,6 ± 5,9 (34,9–179,6)	567 ± 27,8 (101,1–1508,6)	1374,5 ± 149,3 (183,7–6420,7)
Pb	55,3 ± 4,1 (26,4–128,8)	113,8 ± 7,0 (12,2–379,8)	177,1 ± 22,6 (13,8–849,9)
Cd	2,1 ± 0,2 (0,7–6,3)	6,7 ± 0,4 (1,4–24,8)	5,1 ± 0,4 (1,0–16,9)
Zn	121,5 ± 11,5 (31,8–313,4)	286,5 ± 17,9 (52,0–948,2)	231,1 ± 16,5 (65,9–752,2)

П р и м е ч а н и е. Среднее ± ошибка, в круглых скобках – минимальное и максимальное значения, учетная единица – образец субстрата, n – объем выборки.

сикантов в организм млекопитающих – через пищеварительный тракт [Hunter et al., 1987]. Количественно оценить вход элемента в организм можно двумя способами: 1) исходя из его концентрации в содержимом желудочно-кишечного тракта [Мухачева, Безель, 1995]; 2) на основе информации о составе потребляемого корма и концентрациях в каждом объекте [Hunter et al., 1987]. В обоих вариантах токсическая нагрузка также определяется объемом потребляемого корма. В нашем случае сырая масса пищевого комка у крота составила $5,1 \pm 0,3$ г (среднее ± ошибка, n = 42) и не различалась между возрастными группами ($F(2, 37) = 2,15$; $p = 0,13$), полами ($F(1, 38) = 2,47$; $p = 0,12$) и зонами загрязнения ($F(1, 38) = 0,02$; $p = 0,89$). Следовательно, возможные различия в ток-

сической нагрузке между этими выборками могут определяться только разницей в концентрациях металлов.

В 7 км от завода концентрация Cd в содержимом желудка увеличена в 4,4 раза по сравнению с 30 км, Pb – в 7,4 и Cu – в 1,8 раз, а концентрация Zn осталась неизменной (табл. 2). Концентрации Cd в содержимом желудка особей разного возраста различались ($F(2, 39) = 4,81$; $p = 0,014$): в пище взрослых животных на загрязненной территории они были в 2,5 раза больше, чем у сеголеток, что, возможно, связано с различием рационов. По сравнению с грызунами и землеройками из этого района, получающими Cd в среднем 0,6–19,8 мкг/г сухой массы корма [Безель и др., 2007], крот потребляет более загрязненную пищу, содержащую 6,2–159 мкг/г.

Т а б л и ц а 2

Концентрации (мкг/г) тяжелых металлов в содержимом желудка крота на разном удалении от СУМЗа

Элемент	Расстояние до источника выбросов, км			
	30 (n = 10)	20 (n = 8)	10 (n = 14)	7 (n = 10)
Cu	42,8 ± 10,0 {40,4} (11,9–95,9)	35,6 ± 8,3 {48,5} (14,2–83,1)	50,7 ± 6,3 {65,9} (17,1–92,5)	77,2 ± 9,9 {73,7}* (27,4–139,7)
Pb	8,4 ± 1,7 {20,6} (1,9–20,2)	12,4 ± 4,1 {42,9} (1,8–34,4)	32,4 ± 3,9 {93,2}*** (3,1–58,6)	62,3 ± 4,1 {64,7}*** (42,7–79,1)
Cd	18,4 ± 2,3 {58,0} (6,2–27,1)	20,9 ± 2,3 {35,0} (10,1–27,1)	47,0 ± 5,2 {31,4}** (12,2–75,1)	80,3 ± 14,7 {39,7}*** (18,4–159,0)
Zn	235,5±52,6 {75,4} (58,4–553,7)	227,1±43,5 {59,3} (85,5–396,6)	234,9±39,5 {54,2} (75,6–634,1)	197,2±47,0 {70,6} (73,0–492,7)

П р и м е ч а н и е. Здесь и в табл. 3 среднее ± ошибка, в круглых скобках – минимальное и максимальное значения, в фигурных скобках – коэффициент вариации, учетная единица – особь. Уровень значимости различий с 30 км: * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$ (критерий Шеффе).

Как известно, основу рациона крота формируют дождевые черви и личинки насекомых, причем доля дождевых червей по данным разных авторов составляет 90–95 % [Gogfrey, Crowcroft, 1960], 38–96 % [Funmilayo, 1979]. Структура рациона зависит от состава почвенной фауны в конкретном местообитании: при недостатке червей доля насекомых в рационе может сильно увеличиваться, например, на песчаных почвах [Фолитарек, 1932]. Хотя мы не располагаем данными о пищевом спектре крота в исследуемом районе, высокое обилие червей здесь [Воробейчик, 1998] позволяет предположить, что содержание металлов в тканях червей должно адекватно отражать их содержание в рационе крота.

В районе исследования обитает восемь видов дождевых червей, среди которых до-

минирует эпигейный вид *P. diplotetratheca*, эндемичный для Урала [Воробейчик, 1998]. Концентрации Cu, Zn и Cd в особях этого вида (табл. 3) сопоставимы с литературными данными по другим видам дождевых червей из загрязненных почв, тогда как концентрация Pb выше ожидаемой для имеющегося уровня загрязнения [Ma, 1987; Dai et al., 2004; Veltman et al., 2007b]. По сравнению с другими беспозвоночными, обитающими в районе СУМЗа, в организме дождевых червей аккумулируется существенно больше Pb и Cd даже при средних уровнях загрязнения; сопоставимые с червями величины аккумуляции зарегистрированы только у моллюсков [Безель и др., 2009]. Поэтому потребление дождевых червей способствует поступлению значительного количества металлов на следующие трофические уровни как из-за

Т а б л и ц а 3

Концентрации (мкг/г) тяжелых металлов в тканях дождевых червей на разном удалении от СУМЗа

Элемент	Расстояние до источника выбросов, км			
	30 (n = 55)	20 (n = 47)	7 (n = 38)	4–5 (n = 57)
Cu	7,5 ± 0,1 {9,9} (5,6–10,3)	7,9 ± 0,2 {17,4} (5,3–11,1)	23,7 ± 1,7 {44,2}*** (11,9–71,7)	28,5 ± 1,9 {50,3}*** (10,3–75,4)
Pb	9,2 ± 0,7 {56,4} (1,0–26,7)	14,1 ± 1,5 {72,9} (3,1–62,6)	112,5 ± 13,6 {74,5}*** (18,3–359,5)	228,3 ± 25,1 {83,0}*** (8,6–1010,3)
Cd	16,8 ± 0,7 {30,9} (6,6–28,8)	21,3 ± 0,9 {29,0}** (9,7–35,8)	67,7 ± 3,8 {34,6}*** (24,8–131,9)	91,9 ± 4,8 {39,4}*** (28,3–193,3)
Zn	299,6 ± 10,1 {25,0} (143,6–439,6)	356,8 ± 14,8 {28,4} (193,6–705,9)	617,8 ± 36,3 {36,2}*** (230,2–1365,3)	536,6 ± 30,7 {43,2}*** (185,6–1152,4)

высокой концентрации металлов в их тканях, так и из-за их высокого обилия в лесных экосистемах.

При сопоставлении концентраций тяжелых металлов в организме червей и в содержимом желудка крота на одних и тех же участках не обнаружено различий для наиболее токсичных металлов – Cd ($p = 0,23-0,87$) и Pb ($p = 0,07-0,68$); однако в содержимом желудка зарегистрированы более высокие концентрации Cu ($p < 0,001$) и менее высокие – Zn ($p = 0,001-0,05$). Коэффициенты вариации концентраций металлов были выше в содержимом желудка крота по сравнению с червями ($F(1; 24) = 4,8; p = 0,038$). Вероятно, это связано с тем, что кроты собирают пищу с гораздо большей территории, по сравнению с выборкой, использованной для анализа червей.

Отдельно остановимся на возможных причинах различий в концентрациях Cu и Zn между тканями червей и содержимым желудка. Во-первых, крот потребляет червей лишь с частично выдавленным пищеварительным трактом, в котором остаются почва и растительные остатки, тогда как черви, использованные для химического анализа, тщательно очищались. На 28 видах млекопитающих и птиц показано, что почвенные частицы, случайно попадающие с едой, могут составлять 3–30 % от массы съдаемого корма [Beyer et al., 1994]. Однако, если бы причина заключалась только в этом, то в содержимом желудка были бы зарегистрированы промежуточные между почвой и червями концентрации всех металлов, соответственно, содержание Zn было бы значительно выше. Во-вторых, крот может потреблять помимо *P. diploletratheca* другие виды дождевых червей, а также личинок насекомых. К сожалению, мы не располагаем информацией о концентрациях металлов ни в других видах червей, ни в других группах почвенной мезофауны исследуемой территории. По данным В. С. Безеля с соавт. [2009] концентрация Cu на фоновой территории в тканях имаго Coleoptera, Diptera, Homoptera, Hemiptera составляет 15–30 мкг/г, имаго Orthoptera и Arachnidae – 43–73 мкг/г, что существенно больше концентрации Cu в организме червей. Содержание Zn в этих группах на фоновой территории составляет 42–304 мкг/г, на импактной

– 93–583 мкг/г, что ниже, чем в тканях червей. Следовательно, потребление кротом насекомых, даже в небольшом количестве, может объяснить наблюдающееся расхождение между концентрациями металлов в содержимом желудка и в тканях червей. Наконец, в-третьих, содержимое желудка крота представляет собой гомогенную полужидкую субстанцию с отдельными фрагментами червей и личинок насекомых. Известно, что у крота переваривание пищи очень быстрое: в течение часа пища покидает желудок, а за 4 ч – весь пищеварительный тракт [Спиридонова, 1949]. Можно предположить, что быстро переваренные мягкие части жертв раньше покидают желудок, чем их внешние покровы, что, тем самым, вносит смещение в оценку концентрации металлов в содержимом желудка.

Содержание металлов в тканях крота. Содержание рассмотренных металлов в печени крота между самцами и самками не различалось ($F(1;151) = 0,06-0,66$). Между тремя возрастными группами обнаружены различия в концентрациях Cu ($F(2;150) = 15,2; p < 0,001$), Pb ($F(2;150) = 10,1; p < 0,001$) и Cd ($F(2;150) = 156,5; p < 0,001$) (табл. 4), однако нет четко выраженного тренда в изменении концентраций Cu и Pb с увеличением возраста. В противоположность этому концентрации Cd у взрослых животных возрастают в 11 раз по сравнению с одномесечными, а накопление Cd (y , мкг/г) тесно связано с возрастом (x , мес.) и хорошо описывается логарифмической функцией ($y = 14,8 + 67,5 \lg x$ на фоновой территории, $y = 26,5 + 208,5 \lg x$ на буферной, коэффициент детерминации равен 0,67 ($p < 0,0001$) и 0,64 ($p < 0,0001$) соответственно). Связанная с возрастом аккумуляция Cd характерна для многих позвоночных животных. Для крота описано увеличение с возрастом содержания Cd в печени в 3 раза [Pankakoski et al., 1993], другие авторы [Komarnicki, 2000] оценивают возрастание концентраций как приращение на 5 мкг/г за каждый год жизни. В нашем случае интенсивность накопления существенно выше указанной величины и составляет 94 (фоновая зона) и 256 мкг/г (буферная) за первый год жизни, 2 и 22 мкг/г – за каждый последующий год. У взрослых особей крота даже на фоновой территории концентрации Cd в печени в 2–110 раз больше, чем у других

Концентрации (мкг/г) тяжелых металлов в печени крота на разном удалении от СУМЗа

Элемент	Возрастная группа	Расстояние до источника выбросов, км			
		30 (<i>n</i> = 6, 7, 9)	20 (<i>n</i> = 17, 13, 16)	10 (<i>n</i> = 20, 17, 15)	7 (<i>n</i> = 17, 8, 8)
Cu	I	34,8 ± 3,9 (24,3–49,8)	38,8 ± 5,3 (14,2–86,3)	30,9 ± 3,0 (11,5–65,0)	33,9 ± 3,5 (16,4–76,6)
	II	13,9 ± 1,0 (10,9–18,5)	25,4 ± 3,2** (14,4–57,2)	21,8 ± 1,4* (11,1–31,6)	18,8 ± 1,8 (12,0–25,2)
	III	29,9 ± 2,5 (21,1–42,4)	26,3 ± 2,7 (9,9–44,0)	35,8 ± 4,1 (12,7–71,2)	36,7 ± 8,4 (14,9–84,7)
Pb	I	2,6 ± 0,6 (1,4–4,7)	5,0 ± 0,6 (0,5–9,5)	6,1 ± 0,6 (1,5–11,0)	5,9 ± 1,0 (0,8–16,1)
	II	3,4 ± 0,7 (1,0–5,9)	3,0 ± 0,6 (0,9–9,6)	2,4 ± 0,4 (0,7–6,4)	3,7 ± 1,1 (0,1–9,1)
	III	3,9 ± 0,8 (1,4–7,6)	2,9 ± 0,5 (0,2–7,1)	3,7 ± 0,5 (0,7–8,5)	4,8 ± 0,9 (1,0–7,9)
Cd	I	9,0 ± 0,7 (6,6–10,9)	11,5 ± 1,2 (4,3–21,3)	20,8 ± 1,7** (5,9–34,1)	26,5 ± 3,5*** (7,8–61,7)
	II	34,5 ± 5,2 (22,6–63,5)	42,5 ± 4,0 (22,8–70,4)	169,7 ± 16,5*** (62,9–264,0)	186,8 ± 34,6*** (76,3–345,0)
	III	103,0 ± 8,4 (75,7–136,3)	89,3 ± 8,0 (39,5–136,9)	309,3 ± 33,9*** (155,0–547,4)	325,0 ± 40,5*** (159,0–534,6)
Zn	I	129,4 ± 25,8 (91,5–251,7)	154,1 ± 17,7 (68,2–273,9)	163,3 ± 14,9 (67,8–310,4)	163,6 ± 17,3 (83,3–376,3)
	II	101,0 ± 3,2 (89,6–113,2)	158,6 ± 18,6* (100,7–352,1)	137,4 ± 6,6 (91,2–187,7)	163,5 ± 16,6* (122,7–262,4)
	III	130,7 ± 12,8 (103,0–226,9)	119,1 ± 9,1 (66,0–204,3)	157,9 ± 11,8 (97,2–229,4)	155,7 ± 10,5 (119,9–218,7)

П р и м е ч а н и е. Среднее ± ошибка, в скобках – минимальное и максимальное значения, *n* – количество особей для I, II и III возрастных групп соответственно. Уровень значимости различий с 30 км: * – *p* < 0,05, ** – *p* < 0,01, *** – *p* < 0,001 (критерий Шеффе).

млекопитающих в данном районе [Мухачева, 2007].

По мере приближения к источнику выбросов в печени крота возросли только концентрации Cd и Zn (см. табл. 4), причем основным элементом, определяющим увеличение токсического воздействия, можно считать Cd: его концентрации возросли в 2,9 (I возрастная группа), 5,4 (II) и 3,2 (III) раза.

Сравнивая наши результаты с литературными данными, необходимо отметить, что концентрации Cd, Cu и Zn в печени крота на фоновой территории значительно превышают значения для чистых и умеренно загрязненных мест Финляндии [Pankakoski et al., 1993] и Австрии [Komarnicki, 2000]. Так, содержание Cu и Zn в нашем случае выше в

1,3–1,7 раза, Cd (для взрослых особей) – в 6–8 раз. Даже в тканях крота из такого крупного города, как Хельсинки [Pankakoski et al., 1993], концентрации Cd в 1,9 раза ниже по сравнению с нашими фоновыми значениями. Скорее всего, высокие фоновые концентрации Cd в нашем случае связаны с длительной историей промышленного освоения Уральского региона, насчитывающей более 300 лет. Из-за дальности атмосферного рассеивания этого элемента при металлургическом производстве на обширной территории Среднего Урала сформировалась техногенная геохимическая кадмиевая аномалия. В то же время наши результаты сопоставимы с данными по содержанию металлов в печени крота вблизи цинкового завода в Нидерландах,

а также на использованной в этой работе относительно незагрязненной территории [Ma, 1987]. Отличия заключаются в том, что в Нидерландах на всех изученных участках в печени крота содержится в 2–6 раз больше Pb, но ниже максимальные концентрации Cd.

По сравнению с пятью видами грызунов и обыкновенной бурозубкой, обитающими в окрестностях СУМЗа [Мухачева, 2007], в печени крота выше концентрации Zn и Cu как на фоновой, так и на загрязненной территории. Концентрации Pb сопоставимы со значениями у грызунов, но в 3,5 раза ниже, чем у бурозубки. Концентрации Cd значительно (в 6 раз) выше в тканях взрослых особей крота, однако одномесячные животные содержат в 2 раза меньше этого элемента по сравнению с бурозубкой.

Полученные нами максимальные концентрации Cd в печени крота (547 мкг/г) приближаются к верхней границе содержания этого элемента у позвоночных животных. Среди млекопитающих наиболее высокие концентрации Cd в печени зарегистрированы у *Sorex araneus*: в природных популяциях они составили 800–1120 мкг/г [Hunter et al., 1989], при экспериментальном кормлении – 2059 мкг/г [Dodds-Smith et al., 1992].

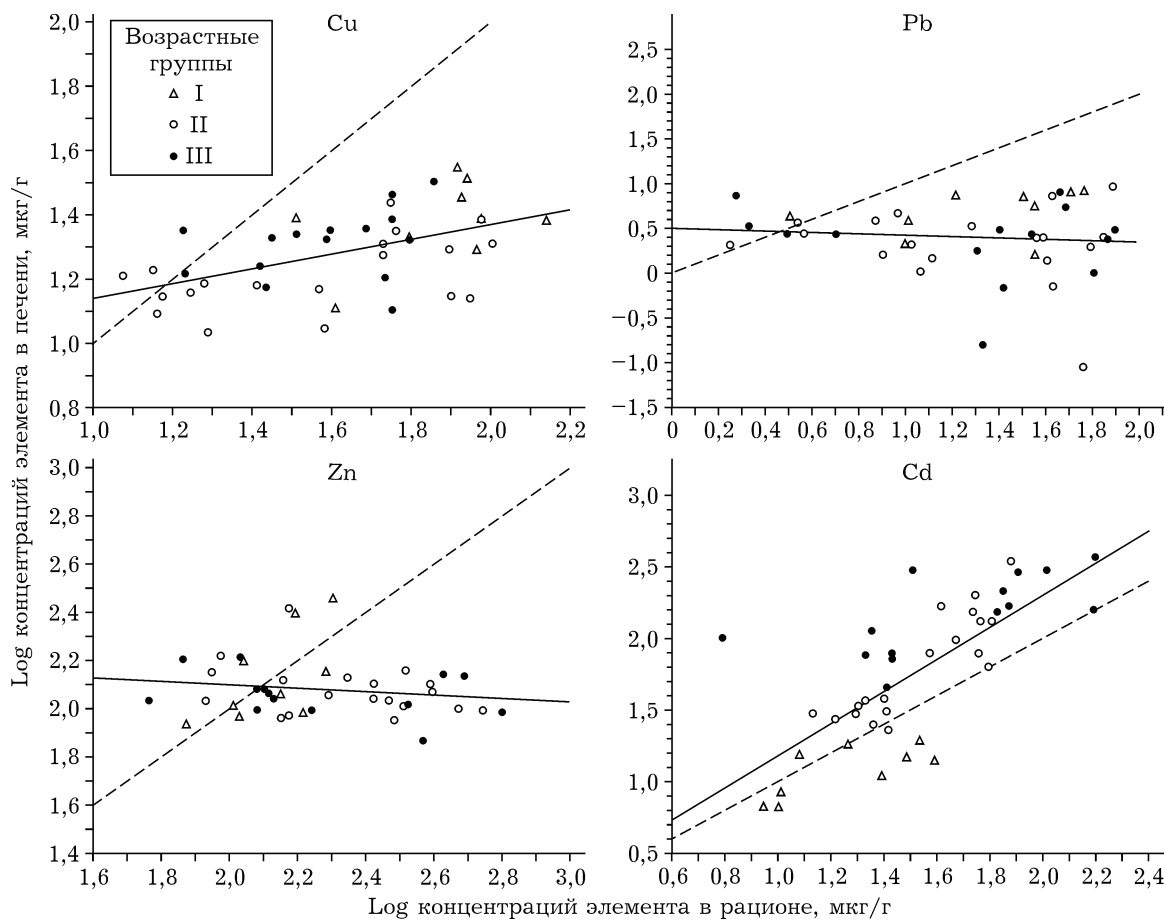
Распределение металлов в пищевой цепи. На буферной территории по сравнению с фоновой увеличение концентрации физиологически необходимых металлов в организме червей выражено слабее, чем в почве: Cu – в 3,2 и 6,6 раза, Zn – в 2,1 и 2,4 раза соответственно. Концентрация неэссенциальных металлов, наоборот, сильнее возросла в червях, чем в почве: Cd – в 4 и 3,2 раза, Pb – в 12,2 и 2,1 раза соответственно. Аккумуляция наблюдалась только для Cd: в тканях червей его концентрация в 8–10 раз выше по сравнению с почвой и в 3,9–4,5 – по сравнению с подстилкой.

Коэффициент биологического накопления (или фактор биоаккумуляции, BAF), традиционно используемый для характеристики степени поступления химического элемента из среды (пищи) в организм, обычно снижается при увеличении концентрации элемента в пище. Однако при анализе зависимости между BAF и содержанием элемента в раци-

оне может возникать артефакт, связанный с чисто математическими свойствами данного показателя [Berges, 1997]. Поэтому закономерности биоаккумуляции более корректно исследовать с использованием регрессионных моделей (см. рисунок).

При анализе зависимости содержания элемента в печени крота от концентрации в содержимом желудка хорошо видны принципиальные различия в характере накопления разных элементов. Накопления Zn, Cu и Pb с увеличением их концентраций в пище практически не происходит, аналогично отсутствию связи с возрастом зверьков. В то же время небольшой положительный угол наклона линии регрессии для Cu показывает, что, несмотря на наличие барьера на уровне желудочно-кишечного тракта, обеспечивающего внутренний гомеостаз физиологически необходимых элементов, эффективность его не абсолютная, особенно при высоких концентрациях элемента. Для Pb разброс значений BAF наиболее широк, особенно при высоких значениях токсической нагрузки. Считается, что большинство видов не могут эффективно регулировать поступление в организм этого неэссенциального элемента [Мухачева, Безель, 1995; Rogival et al., 2007]. Кроме того, этот металл преимущественно депонируется в костной ткани, а в печени его концентрации на порядок ниже. При сходных с оцененными нами концентрациями в почве и тканях червей, в печени крота зарегистрировано накопление Pb до 40 мкг/г [Ma, 1987]. Однако в нашем случае при семикратном возрастании содержания Pb в пище на загрязненной территории не произошло его накопления в печени.

Пунктирная диагональная линия на рисунке (BAF = 1) показывает равные концентрации в печени и рационе; соответственно, точки, лежащие выше этой линии, указывают на аккумуляцию элемента, ниже – на элиминацию. Для Zn, Cu и Pb аккумуляция регистрируется только при низких концентрациях в содержимом желудка. Для Cd наблюдается обратная картина: повышение концентрации Cd в корме ведет к его большему накоплению в печени. Все точки, лежащие ниже диагональной линии, принадлежат 1–1,5-месячным особям, находящимся в фазе



Зависимость концентрации металла в печени от концентрации в содержимом желудка. Уравнения регрессии: Cu: $y = 0,91 + 0,23x, r^2 = 0,26, p < 0,001$; Zn: $r^2 = 0,02, p = 0,36$; Pb: $r^2 = 0,009, p = 0,55$; Cd: $y = 0,06 + 1,12x, r^2 = 0,54, p < 0,001$. Пунктирная линия соответствует BAF = 1

интенсивного роста, что может смещать оценки концентраций Cd в сторону их снижения за счет увеличения массы печени.

В целом содержание Cd в различных объектах на расстоянии 7 км от СУМЗа по сравнению с 30 км возросло практически одинаково: подстилка – в 4,7 раза, почва – в 3,2, дождевые черви – в 4,0, рацион крота – в 4,4, печень крота – в 3,8 раза.

Можно считать, что крот, питающийся дождевыми червями-биоаккумуляторами Cd, эволюционно приспособлен к повышенным концентрациям этого металла. К числу механизмов, предотвращающих токсическое воздействие, можно отнести эффективное связывание Cd металлотионеинами и, тем самым, перевод его в нетоксичную форму [Vijver et al., 2004]. Соответственно виды, «полагающиеся» на детоксикационный механизм, могут аккумулировать Cd из-за очень

низкой интенсивности его выведения из организма [Vijver et al., 2004; Veltman et al., 2007a].

Аккумулируя чрезвычайно высокие количества Cd – значительно большие, чем другие виды позвоночных, – крот мог бы представлять опасность для следующих звеньев пищевой цепи. Однако по сравнению с грызунами численность крота невелика, как и его роль в питании хищников. Так, среди объектов питания сов, пустельги и сарыча крот встречался только в 0,05–4,5 % случаев [Наеск, 1969]. Считается, что из-за резкого мускусного запаха другие млекопитающие не используют крота в пищу, хотя в годы низкой численности грызунов крот может встречаться в 77 % желудков куницы [Жоряков, 1962]. Скорее всего, крота можно считать конечным “депо” Cd в наземных экосистемах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Рассмотрена детритная пищевая цепь “почва – дождевые черви – европейский крот”, характеризующаяся слабой разветвленностью, что делает ее удобным объектом для анализа переноса тяжелых металлов. Важной особенностью этой цепи можно считать то, что в ее двух последних звеньях наблюдается сильная аккумуляция Cd. В тканях червей концентрация Cd увеличена в 8–10 раз по сравнению с почвой, в печени кротов – в 4–6 раз по сравнению с червями. При этом обнаружено, что повышение концентрации Cd в корме ведет к непропорционально большому его накоплению в печени крота. Для других металлов (Zn, Cu и Pb) отмечено ограничение поступления на каждый последующий трофический уровень. В то же время необходимо учитывать, что полученные материалы по накоплению металлов в организме крота несколько завышены, поскольку вместо концентраций элементов во всех тканях использованы концентрации только в печени – органе-депо для большинства токсикантов. Поскольку крота почти не используют в пищу хищники, его можно считать последним звеном в рассматриваемой пищевой цепи, не представляющим угрозы для позвоночных животных.

Авторы благодарят Э. Х. Ахунову и А. В. Щепеткина за измерение концентраций металлов, М. Г. Гребенникова за помощь в сборе дождевых червей, В. С. Безеля, Е. А. Бельского, Ю. А. Давыдову, С. В. Мухачеву, А. В. Нестеркова за обсуждение и комментарии к тексту рукописи. Работа выполнена при поддержке Программы развития ведущих научных школ (НШ-2840.2014.4), Президиума УрО РАН (проект 12-М-45-2072) и РФФИ (проект 14-05-00686).

ЛИТЕРАТУРА

- Безель В. С., Бельский Е. А., Бельская Е. А. и др. Учение В. И. Вернадского о биохимических циклах и роль трофической структуры биоценоза в их стабилизации при химическом загрязнении среды // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. 2009. № 1. С. 22–40.
- Безель В. С., Куценогий К. П., Мухачева С. В. и др. Элементный состав рационов питания и тканей мелких млекопитающих различных трофических уровней как биоиндикатор химического загрязнения окружающей среды // Химия в интересах устойчивого развития. 2007. Т. 15, № 1. С. 33–42.
- Воробейчик Е. Л. Население дождевых червей (Lumbricidae) лесов Среднего Урала в условиях загрязнения выбросами медеплавильных комбинатов // Экология. 1998. № 2. С. 102–108.
- Воробейчик Е. Л. Реакция лесной подстилки и ее связь с почвенной биотой при токсическом загрязнении // Лесоведение. 2003. № 2. С. 32–42.
- Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
- Воробейчик Е. Л., Ермаков А. И., Золотарев М. П. и др. Изменение разнообразия почвенной мезофауны в градиенте промышленного загрязнения // Russian Entomol. Journ. 2012. Vol. 21, N 2. С. 203–218.
- Коряков Б. Ф. Крот в питании кунцы // Сб. науч.-техн. инф. 1962. Вып. 4. С. 29–30.
- Ладонин Д. В. Соединения тяжелых металлов в почвах – проблемы и методы изучения // Почвоведение. 2003. № 6. С. 682–692.
- Мухачева С. В. Особенности депонирования тяжелых металлов в организме мелких млекопитающих из симпатрических популяций в условиях химического загрязнения среды // Биоэкология. Медицинские проблемы экологии. Социально-экономические и правовые проблемы экологии. Экологическое воспитание и образование: мат.-лы конф. Екатеринбург, 2007. С. 22–27.
- Мухачева С. В., Безель В. С. Уровни токсических элементов и функциональная структура популяций мелких млекопитающих в условиях техногенного загрязнения (на примере рыжей полевки) // Экология. 1995. № 3. С. 237–240.
- Нестеркова Д. В. Распространение и численность европейского крота (*Talpa europaea* L.) в районах воздействия двух медеплавильных заводов на Урале // Там же. 2014. № 5. С. 1–8.
- Спиридонова К. А. Опыт рентгеновского исследования желудочно-кишечного тракта и физиологии пищеварения у крота – *Talpa europaea* L. // Зоол. журн. 1949. Вып. 4. С. 382–384.
- Фолитарек С. Распространение, биология и промысел крота (*Talpa europaea brauneri* Satun) на Украине // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1932. Т. 61, вып. 3–4. С. 235–302.
- Berges J. A. Ratios, regression statistics, and “spurious” correlations // Limnol. Oceanogr. 1997. Vol. 42, N 5. P. 1006–1007.
- Beyer W. N., Connor E. E., Gerould S. Estimates of soil ingestion by wildlife // J. Wildlife Manag. 1994. Vol. 58, N 2. P. 375–382.
- Dai J., Becquer T., Rouiller J. H. et al. Heavy metal accumulation by two earthworm species and its relationship to total and DTPA-extractable metals in soils // Soil Biol. Biochem. 2004. Vol. 36, N 1. P. 91–98.
- Dodds-Smith M. E., Johnson M. S., Thompson D. J. Trace metal accumulation by the shrew *Sorex araneus*. II. Tissue distribution in kidney and liver // Ecotoxicol. Environ. Saf. 1992. Vol. 24, N 1. P. 118–130.
- Funmilayo O. Food consumption, preference and storage in the mole // Acta Theriol. 1979. Vol. 24, N 27. P. 379–389.
- Godfrey G., Crowcroft P. The life of the mole. L.: Museum Press, 1960. 143 p.
- Haecck J. Colonization of the mole (*Talpa europaea* L.) in the IJsselmeer polders // Netherlands J. Zool. 1969. Vol. 19, N 2. P. 145–248.

- Hamers T., Van den Berg J. H. J., van Gestel C. A. M. et al. Risk assessment of metals and organic pollutants for herbivorous and carnivorous small mammal food chains in a polluted floodplain (Biesbosch, the Netherlands) // *Environ. Pollut.* 2006. Vol. 144, N 2. P. 581–595.
- Hendriks A. J., Ma W. C., Brouns J. J. et al. Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-delta floodplains // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1995. Vol. 29, N 1. P. 115–127.
- Hsu M. J., Selvaraj K., Agoramoorthy G. Taiwan's industrial heavy metal pollution threatens terrestrial biota // *Environ. Pollut.* 2006. Vol. 143, N 2. P. 327–334.
- Hunter B. A., Johnson M. S., Thompson D. J. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. III. Small mammals // *J. Appl. Ecol.* 1987. Vol. 24, N 2. P. 601–614.
- Hunter B. A., Johnson M. S., Thompson D. J. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. IV. Tissue distribution and age accumulation in small mammals // *Ibid.* 1989. Vol. 26, N 1. P. 89–99.
- Komarnicki G. J. K Tissue, sex and age specific accumulation of heavy metals (Zn, Cu, Pb, Cd) by populations of the mole (*Talpa europaea* L.) in a central urban area // *Chemosphere.* 2000. Vol. 41, N 10. P. 1593–1602.
- Laskowski R. Are the top carnivores endangered by heavy metal biomagnification? // *Oikos.* 1991. Vol. 60. P. 387–390.
- Ma W., Edelman T., Van Beersum I. et al. Uptake of cadmium, zinc, lead and copper by earthworms near a zinc smelting complex: Influence of soil pH and organic matter // *Bul. Environ. Contam. Toxicol.* 1983. Vol. 30, N 4. P. 424–427.
- Ma W. C. Heavy metal accumulation in the mole, *Talpa europaea*, and earthworms as an indicator of metal bioavailability in terrestrial environments // *Ibid.* 1987. Vol. 39, N 6. P. 933–938.
- Nahmani J., Hodson M. E., Black S. A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms // *Environ. Pollut.* 2007. Vol. 145, N 2. P. 402–424.
- Pankakoski E., Hyvärinen H., Jalkanen M. et al. Accumulation of heavy metals in the mole in Finland // *Ibid.* 1993. Vol. 80, N 1. P. 9–16.
- Pokarzhevskii A. D., Van Straalen N. M., Semenov A. M. Agar as a medium for removing soil from earthworm guts // *Soil Biol. Biochem.* 2000. Vol. 32. P. 1315–1317.
- Rogival D., Scheirs J., Blust R. Transfer and accumulation of metals in a soil-diet-wood mouse food chain along a metal pollution gradient // *Environ. Pollut.* 2007. Vol. 145, N 2. P. 516–528.
- Veltman K., Huijbregts M. A. J., Hamers T. et al. Cadmium accumulation in herbivorous and carnivorous small mammals: Meta-analysis of field data and validation of the bioaccumulation model optimal modeling for ecotoxicological applications // *Environ. Toxicol. Chem.* 2007a. Vol. 26, N 7. P. 1488–1496.
- Veltman K., Huijbregts M. A. J., Vijver M. G. et al. Metal accumulation in the earthworm *Lumbricus rubellus*. Model predictions compared to field data // *Environ. Pollut.* 2007b. Vol. 146, N 2. P. 428–436.
- Vijver M. G., Van Gestel C. A. M., Lanno R. P. et al. Internal metal sequestration and its ecotoxicological relevance: A review // *Environ. Sci. Technol.* 2004. Vol. 38, N 18. P. 4705–4712.

Heavy Metals in the “Soil – Earthworms – European Mole” Food Chain under Conditions of the Copper Smelter Pollution

D. V. NESTERKOVA¹, E. L. VOROBEICHIK¹, I. S. REZNICHENKO²

¹ *Institute of Plant and Animal Ecology UrB RAS
620144, Yekaterinburg, 8 Marta str., 202
E-mail: ndv@ipae.uran.ru*

² *Omsk State Pedagogical University
644099, Omsk, Naberezhnaya Tukhachevskogo, 14*

Distribution of heavy metals in the “soil – earthworms – European mole” food chain was examined within the area of the Middle Ural Copper Smelter (Revda, Sverdlovsk region). Excess of concentrations of physiologically essential elements (Cu, Zn) in contaminated habitats over background territories was less pronounced in earthworms' tissues than in the soil. On the contrary, concentration of non-essential elements (Pb, Cd) increased more strongly in worms' tissues than in the soil. Biomagnification in the food chain was revealed only for Cd: its concentration in worms increased 8 – 10 times as compared with soil (3.9–4.5 times as compared with litter); Cd concentration in mole's liver increased 4–6 times as compared with worms. Zn, Cu and Pb did not accumulate in liver with increase of their concentrations in stomach content, while the increase of Cd concentration in food lead to its disproportionate accumulation in liver. Moles may be considered as a terminal depot of Cd in terrestrial ecosystems, regardless the fact that this species accumulate extremely high amounts of Cd.

Key words: mole, *Talpa europaea*, earthworms, soil, litter, heavy metals, Cu, Pb, Cd, Zn, copper smelter, industrial pollution, Middle Urals.