

УДК 599.363:[504.5/669.2/.8](470/54)

## МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА КОНЦЕНТРАЦИЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В КОРМЕ И ОРГАНИЗМЕ МАЛОЙ ЛЕСНОЙ МЫШИ (*SYLVAEMUS URALENSIS*) В ПЕРИОД ВЫСОКИХ И СНИЖЕННЫХ ВЫБРОСОВ МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО ЗАВОДА

© 2025 г. С. В. Мухачева<sup>а, \*</sup>

<sup>а</sup>Институт экологии растений и животных УрО РАН,

Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

\*e-mail: msv@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 01.08.2024 г.

После доработки 22.01.2025 г.

Принята к печати 14.02.2025 г.

Многолетнюю (1990–2023 гг.) динамику накопления эссенциальных (Cu, Zn) и токсических (Cd, Pb) тяжелых металлов (ТМ) анализировали в содержимом желудка ( $n = 428$ ) и печени ( $n = 561$ ) особей малой лесной мыши (*Sylvaemus uralensis*), обитающих на разном удалении от крупного предприятия цветной металлургии (Россия, г. Ревда) в периоды его высоких, сниженных и почти прекратившихся выбросов. Тестируемые гипотезы о направленных пространственно-временных изменениях концентраций ТМ в рационе и организме *S. uralensis* подтвердились частично. В градиенте загрязнения концентрации всех элементов в содержимом желудка, а также токсических в печени закономерно увеличивались по мере приближения к заводу, достигая максимальных значений в непосредственной близости от него, тогда как накопление эссенциальных элементов в печени животных не зависело от уровня загрязнения территории. Многократное (в 50 раз) сокращение выбросов завода в течение периода наблюдений не привело к эквивалентному снижению концентраций элементов в анализируемых субстратах. В окрестностях завода четкие временные тренды отмечали для Pb, уровни которого за 34 года наблюдений монотонно снизились в 2–3 раза как в корме, так и в печени *S. uralensis*. На незагрязненных территориях направленные изменения отмечали только для Cd в печени, концентрация которого за тот же период снизилась вдвое.

**Ключевые слова:** промышленное загрязнение, естественное восстановление, *Sylvaemus uralensis*, медь, цинк, кадмий, свинец, рацион, печень

**DOI:** 10.31857/S0367059725020053 **EDN:** TZDETX

В последние десятилетия на территории Европы и Северной Америки повсеместно регистрируется сокращение промышленных выбросов, связанное с модернизацией/репрофилированием производств либо их полной остановкой [1–5]. Однако в окрестностях таких предприятий загрязнители продолжают циркулировать в окружающей среде в течение длительного времени, и без специальных мероприятий нарушенные территории представляют собой серьезную угрозу как для здоровья человека, так и экосистемы в целом [6–9]. Например, вблизи закрытых горнорудных шахт [10–13] и предприятий цветной металлургии, существенно снизивших объемы выбросов [2, 7, 14], содержание в почве потенциально токсичных элементов спустя десятилетия по-прежнему превышает фоновые значения в десятки и сотни раз. Загрязнители аккумулируются также в растительных и животных объектах, при этом концентрации часто достигают

пороговых значений токсичности либо превышают их [3, 11, 15–19].

Сегодня процессы посттехногенного восстановления экосистем вызывают повышенный интерес специалистов разных профилей. При этом значительная часть работ посвящена исследованиям в рамках управляемого восстановления экосистем (преимущественно рекультивации нарушенных территорий), либо изучению их сукцессионных изменений в результате прекращения других видов острого/хронического антропогенного воздействия – пожаров, рубок, разливов нефтепродуктов, засоления, сельскохозяйственной деятельности и др. [20, 21].

Ход естественной (без участия человека) реабилитации территорий после их многолетнего хронического загрязнения промышленными предприятиями до сих пор изучен недостаточно [5].

Фрагментарные данные имеются лишь для ограниченного числа объектов биоты и получены они в зоне действия единичных точечных источников с использованием разных методических подходов. При этом скорости восстановления отдельных компонентов экосистем неодинаковы и зависят от множества внешних и внутренних факторов [22, 23]. Поэтому для анализа закономерностей естественного восстановления экосистем необходима информация как о динамике поступления загрязнителей в окружающую среду, так и их содержании в компонентах биоты.

Удобными модельными объектами для подобных оценок являются мелкие млекопитающие (ММ) – мышевидные грызуны и мелкие насекомоядные. Благодаря широкому распространению, значительной численности, высокой плодовитости, относительной оседлости и простоте сбора эта группа традиционно используется в разнообразных натуральных исследованиях [24, 25]. В наземных экосистемах ММ играют разные функциональные роли – как первичных (фитофаги), так и вторичных (зоофаги) консументов, оказывая влияние на численность локальных популяций жертв, консументов высших порядков и детритофагов. Их использование позволяет охарактеризовать токсическую нагрузку одновременно на нескольких уровнях: концентрации элементов в содержимом желудка дают интегральную оценку поступления загрязнителей в организм с пищей (растительной или животной), а данные о накоплении в органах-депо служат «маркером» воздействия на уровне организма [23, 26, 27]. При этом из-за небольших размеров тела и высокой скорости метаболизма ММ подвержены воздействию загрязнителей (в том числе ТМ) в большей степени, чем крупные млекопитающие [28].

Элементы, которые условно объединяют в группу «тяжелых металлов», в обычных условиях содержатся в организме млекопитающих в небольших количествах (от  $1 \times 10^{-3}$  до  $1 \times 10^{-6}$  % массы). Эти элементы входят в состав ферментов, гормонов и других жизненно важных веществ, действуя как эссенциальные, условно эссенциальные или токсические [29]. При химическом загрязнении среды ТМ накапливаются в живых организмах в повышенных количествах. В зависимости от возраста, пола, физиологического состояния особей, их таксономической и трофической принадлежности, а также концентрации самих элементов и их локализации в органах и тканях поступившие в организм ММ загрязнители могут оказывать на животных противоположное воздействие [10–13, 18, 19, 29–33].

Так, многие ТМ (Cd, Pb, Hg, Ni) могут вызывать у млекопитающих широкий спектр токсических эффектов, которые проявляются в нарушении репродукции, пониженной выживаемости потомства, поражении пищеварительной, выделительной, нервной и других систем организма [4, 8, 29, 33]. Вместе с тем такие элементы, как Fe, Zn, Cu, Cr, необходимы для обеспечения нормальной жизнедеятельности. Однако при высоких уровнях и они могут вызывать патологические изменения метаболических процессов [4, 21, 29, 31].

Анализ литературных данных показывает, что представители рода *Apodemus* – лесная мышь (*A. sylvaticus*) и близкие виды – чаще других ММ служат модельными объектами натуральных экотоксикологических исследований на территории Евразии. Многие авторы считают, что именно эти виды лучше других ММ демонстрируют реакции на антропогенное воздействие (в том числе промышленное загрязнение) на разных уровнях организации – от молекулярного до популяционного [17–19, 28–33].

Сравнительный анализ многолетней динамики накопления ТМ в рационе и организме животных разных трофических уровней (землероек и лесных полевок), обитающих в условиях промышленного загрязнения, позволил нам сделать вывод о кардинальных отличиях в аккумуляции токсических элементов (Cd и Pb) в печени насекомоядных и грызунов [22, 23, 26, 27]. Показано [23], что даже близкие по трофике и таксономическому положению симпатричные виды могут реагировать на существенное сокращение выбросов неодинаково. Поэтому детальные оценки пространственно-временных изменений содержания ТМ в рационе и организме представителей еще одной трофической группы – «семеноядов», обитающих на фоновых и загрязненных территориях совместно с ранее изученными видами, необходимы для понимания процессов естественного восстановления нарушенных экосистем.

Цель данной работы – проанализировать динамику концентраций эссенциальных (Cu, Zn) и токсических (Cd, Pb) элементов в рационе и организме малой лесной мыши (*Sylvaemus uralensis* Pall, 1811), обитающей в зоне действия крупного медеплавильного завода, в период высоких выбросов и после их значительного сокращения. Тестировали гипотезу о том, что сокращение выбросов приведет к снижению концентраций ТМ как в корме, так и в организме животных, причем наиболее выраженные изменения будут наблюдаться на участках,

расположенных в непосредственной близости от завода по сравнению с удаленными.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

**Источник выбросов.** Исследования выполнены в окрестностях Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ) – крупнейшего в России предприятия по первичной выплавке меди и производству серной кислоты, расположенного в 50 км к западу от г. Екатеринбурга. За длительный (с 1940 г.) период непрерывной работы в его окрестностях сформировалась контрастная техногенная геохимическая аномалия, в почвах которой содержание ТМ значительно превышало фоновые уровни. Характеристика СУМЗа как точечного источника эмиссии приведена ранее [1, 14, 34].

В 1970–1980-е гг. валовые выбросы, главным образом газообразные соединения S, F и N, а также пылевые частицы с сорбированными Cu, Pb, Zn, Cd, Fe, Hg, As, достигали пиковых значений (225 тыс. т/год), что делало предприятие одним из основных источников промышленного загрязнения в России. В 1990-х годах объем выбросов сократился вдвое – с 148 тыс. т в 1990 г. до 65 тыс. т в 1999 г. В последующие 10 лет снижение было еще более выраженным – с 63 тыс. т в 2000 г. до 22 тыс. т в 2009 г. После модернизации производства (с 2010 г.) валовые выбросы не превышают 2.5–5 тыс. т/год. Таким образом, за последние 30 лет валовые выбросы завода сократились более чем в 50 раз, при этом сильнее всего снизились концентрации SO<sub>2</sub> (в 80 раз), Cu (в 3000 раз), Zn (в 15 раз) и Pb (в 8.5 раз)[14].

**Район исследований.** Ключевые участки расположены в елово-пихтовых лесах на разном удалении (от 1 до 34 км) к западу от СУМЗа (против господствующего направления ветров). Они сгруппированы в три зоны, различающиеся степенью поражения экосистем, – фоновую, буферную и импактную. Выраженность процессов деградации лесных фитоценозов в разных зонах нагрузки неодинакова [34]. Фоновая зона (20–34 км от завода) характеризует относительно ненарушенное состояние, которое обусловлено действием только региональных выпадений поллютантов. В буферной зоне (умеренно загрязненные территории, 4–10 км) отмечаются структурные перестройки экосистем, вызванные действием локального загрязнения. В импактной зоне (сильно загрязненные территории, 1–3 км) структура экосистем кардинально отличается от фонового состояния – здесь представлены крайние

варианты техногенной дигрессии сообществ. Детальное описание района исследований, ключевых участков, схема и методы сбора материала опубликованы ранее [22].

Исследования охватывали 34 года, которые пришлось на периоды высоких (1990–2000 гг., далее – период I), сниженных (2001–2010 гг., период II) и почти прекратившихся (2011–2023 гг., период III) выбросов.

**Сбор материала.** Основная часть материала собрана на 7 ключевых участках, расположенных в импактной (1, 1.5, 2 км от завода), буферной (4, 6 км) и фоновой (20, 30 км) зонах. Во II и III периоды использовали также пять дополнительных участков: в импактной – 3 км, буферной – 5, 7 и 10 км и фоновой – 34 км.

Животных отлавливали ежегодно в течение беснежного периода (с мая по сентябрь) по единой схеме. Ловушки-плашки устанавливали на стационарных маркированных линиях (по 25 шт. через 5–7 м, экспозиция от 3 до 5 сут с ежедневной однократной проверкой), на каждом ключевом участке в течение тура размещали от 2 до 4 линий. В течение тура отловы животных проводили одновременно на всех ключевых участках. Использование стационарных точек отлова позволило существенно снизить влияние пространственной неоднородности условий, которая особенно выражена на участках вблизи завода [14, 22, 23, 26, 27, 35–37].

В течение всего периода наблюдений численность *S. uralensis* сильно варьировала, а в отдельные годы вид отсутствовал в отловах на всех ключевых участках. В связи с этим для обеспечения «непрерывности» рядов для химического анализа использовали образцы, полученные от животных, добытых на прилегающих территориях другими методами – в результате отловов живоловками (только печень) либо цилиндрами/почвенными ловушками (оба типа образцов). Объем проанализированного материала приведен в табл. 1.

**Объект исследования.** *S. uralensis* – типичный обитатель лесной и лесостепной зон Европы и большей части Азии. Основные местообитания вида – леса разного типа, преимущественно смешанные и лиственные, колки, вырубki, заросли рудеральной растительности и сельхозугодья [38]; типичный семенояд. Несмотря на разнообразие кормового спектра, основу питания вида (до 70%) составляют семена растений (древесных, кустарников, травянистых) и сочные плоды [38–40].

Таблица 1. Объем проанализированного материала

Показатель	Зона	Период (годы исследований)			Всего
		I (1990–2000)	II (2001–2010)	III (2011–2023)	
Количество лет наблюдений*	Все зоны	10	8	13	33
Отработано ловушко-суток**	Фоновая	10 380	9 625	12 825	32 830
	Буферная	12 170	6 015	10 650	28 835
	Импактная	16 635	5 975	20 525	43 135
Отловлено особей, экз.**	Фоновая	37	37	88	162
	Буферная	30	48	121	199
	Импактная	93	19	70	182
Относительное обилие вида, экз./100 лов.-сут**	Фоновая	0.36 ± 0.06	0.38 ± 0.06	0.69 ± 0.08	0.49 ± 0.06
	Буферная	0.25 ± 0.05	0.80 ± 0.10	1.14 ± 0.10	0.69 ± 0.06
	Импактная	0.56 ± 0.06	0.32 ± 0.06	0.34 ± 0.04	0.42 ± 0.06
Количество лет с нулевой численностью**	Фоновая	3	1	3	7
	Буферная	3	2	1	6
	Импактная	2	4	2	8
Проанализировано содержание ТМ в рационах, образцов	Фоновая	42	33	45	120
	Буферная	30	46	106	182
	Импактная	66	13	47	126
Проанализировано содержание ТМ в печени, образцов	Фоновая	36	36	68	140
	Буферная	63	39	156	258
	Импактная	74	16	73	163

Примечание. \* – в 1999 и 2001 гг. отловы не проводили; \*\* – приведены результаты основных отловов животных на стационарных линиях исследования.

В зависимости от сезона рацион дополняют зеленые и подземные части растений (особенно в начале вегетационного периода), кора деревьев, ягоды, грибы, беспозвоночные (в конце зимы – начале лета). Следовательно, в течение года концентрации ТМ в корме зверьков могут сильно варьировать. Используемая нами схема отбора образцов (с июня по сентябрь, одновременно на всех участках градиента) позволила минимизировать вклад сезонного фактора.

На протяжении всего периода наблюдений вид регулярно регистрировали на всех ключевых участках. В фоновой зоне его участие обычно не превышало 5–10% общей численности ММ, доходя в отдельные годы до 1/3. В окрестностях завода на долю *S. uralensis* приходилось в среднем 10–20%. В годы пика численности вида на отдельных участках она могла превышать 55% общей численности ММ (в импактной зоне), изредка приближаясь к 100% (в буферной зоне).

Важно отметить, что вид характеризуется высокой миграционной подвижностью: за сутки зверьки могут преодолевать расстояние до 1.5 км, в течение сезона – до 10 км [41]. Активные передвижения

зверьков по территории с мозаичным загрязнением могут оказывать существенное влияние на содержание ТМ в корме, а следовательно, и в организме животных.

**Химический анализ.** Сбор образцов для химического анализа в течение всего периода исследования проводили по единому протоколу. Фрагмент печени и содержимое желудка (индивидуально для каждой особи) сушили в сушильном шкафу при температуре 75 °С, упаковывали в герметичные пластиковые пакеты и хранили в сухом прохладном месте до начала аналитических работ. Далее образцы гомогенизировали, взвешивали (около 0.1 г) на аналитических весах KERN-770 (с точностью до 0.0001 г), помещали в тefлоновые сосуды с 7 мл 65%-ной HNO<sub>3</sub> (осч) и 1 мл деионизированной H<sub>2</sub>O, выдерживали в течение 30 мин и затем озоляли в микроволновой печи MWS-2 (Berghof, Германия). После разложения объем пробы довели до 10 мл деионизированной H<sub>2</sub>O. Концентрацию элементов (мкг/г сухой массы) определяли методом атомной абсорбции на спектрометре AAS6 Vario (Analytik Jena, Германия) с использованием пламенного (Cu, Zn) и электротермического (Cd, Pb) вариантов атомизации.

Качество измерений оценивали по международному стандартному образцу CRM 185R (бычья печень). Извлечение составило, %: Cu – 93.2, Zn – 99.8, Cd – 114.2, Pb – 94.4; предел обнаружения, мкг/мл: для Cu – 0.013, Zn – 0.005, Cd – 0.001, Pb – 0.013. В случае, когда концентрация элемента была ниже предела обнаружения, для статистического анализа использовали значение, равное половине предела обнаружения.

Подготовка проб и определение концентраций ТМ выполнены в 2015–2017 гг. и 2023 г. по стандартным протоколам на одном и том же оборудовании в лаборатории экотоксикологии популяций и сообществ ИЭРиЖ УрО РАН. Всего проанализировано 989 образцов, в том числе содержимого желудка – 428, печени – 561 (см. табл. 1).

**Статистический анализ.** Распределение концентраций элементов в большинстве случаев было близко к логнормальному, поэтому в дальнейших расчетах использовали логарифмированные значения ( $\log_{10}$ ). Для концентраций ТМ рассчитывали описательные статистики (среднее геометрическое, размах, коэффициент вариации). Статистической единицей считали особь. Для оценки различий в содержании ТМ между зонами загрязнения и периодами исследования использовали двухфакторный ANOVA. Множественные сравнения выполнили по критерию Тьюки. Для анализа пространственных (в градиенте загрязнения) и временных (по годам) изменений концентраций ТМ в содержимом желудка и печени *S. uralensis* использовали регрессионный анализ. В статистических тестах значимыми считали различия при  $p < 0.05$ . Расчеты выполнили в пакете JMP v.11 [42].

## РЕЗУЛЬТАТЫ

**Концентрации металлов в содержимом желудка.** Накопление всех изученных элементов в содер-

жимом желудка зависело от уровня загрязнения (зоны), для Cu и Pb статистически значимым был также период исследований. Взаимодействие факторов было значимым только для Zn, а для Cu и Cd – на уровне тенденции (табл. 2).

Минимальные уровни накопления ТМ зарегистрированы на фоновой территории, максимальные – в непосредственной близости от завода. В годы высоких выбросов (период I) содержание Cu, Cd и Pb в корме зверьков с загрязненных участков превышало фоновые значения в 2.4–4.2 раза, Zn – в 1.5–1.7 раза (табл. 3). В период почти полного прекращения выбросов (период III) различия между фоновыми и загрязненными участками сохранились на том же уровне либо уменьшились (в первую очередь за счет импактных значений). В пределах всех исследованных зон монотонное снижение уровней от периода I к III отмечали лишь для Pb – в 2–2.7 раза. Четкий тренд регистрировали в буферной зоне: за 34 года наблюдений в результате ежегодного падения концентрации Pb на 1.8% содержание элемента в корме животных снизилось в 2.3 раза (рис. 1).

Концентрации изученных элементов сильно варьировали на всех участках в течение всего периода исследований. Минимальный размах значений во всех зонах зарегистрирован для эссенциальных элементов (Zn и Cu), для токсических (Cd и Pb) значения CV были в 1.5–3 раза выше.

**Концентрация металлов в печени.** Различия между зонами были значимы только для токсических элементов (Cd и Pb), тогда как период исследований – для всех ТМ. Взаимодействие факторов было значимым только для Cd (см. табл. 2). Минимальные концентрации Cd и Pb отмечали в фоновой зоне, максимальные – на импактных участках (табл. 4).

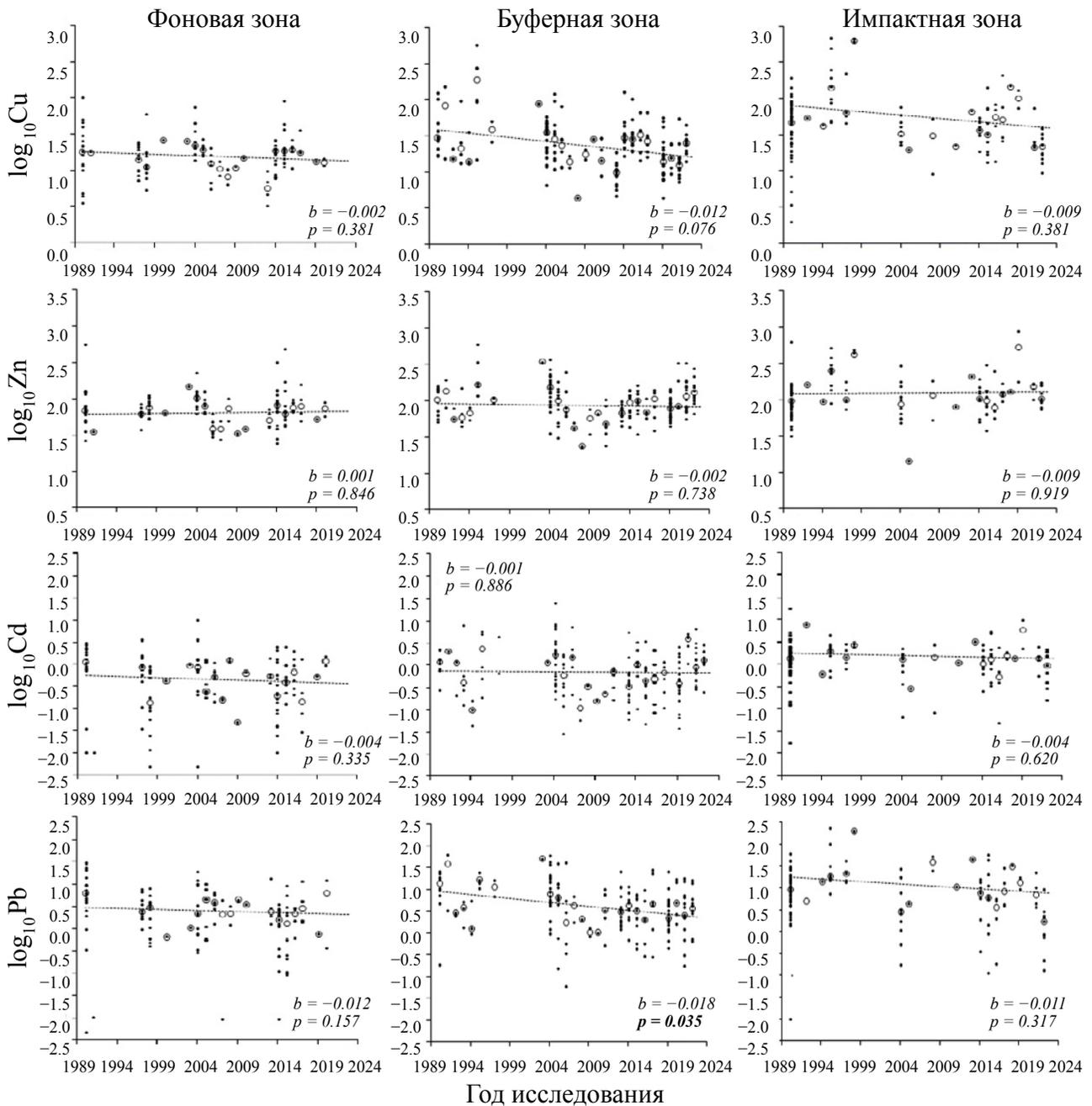
**Таблица 2.** Результаты дисперсионного анализа различий концентраций ТМ в содержимом желудка (над чертой) и печени (под чертой) *S. uralensis* между зонами нагрузки и периодами (F-критерий, в скобках – достигнутый уровень значимости,  $n$  – число образцов)

Источник изменчивости	df	Cu	Zn	Cd	Pb
Зона	2	19.1 (<0.0001) 2.4 (0.096)	11.5 (<0.0001) 1.5 (0.219)	12.8 (<0.0001) 26.4 (<0.0001)	9.2 (0.0001) 8.0 (0.0004)
Период	2	9.1 (0.0001) 7.4 (0.007)	0.1 (0.873) 7.7 (0.001)	1.1 (0.349) 4.1 (0.017)	7.7 (0.0005) 14.2 (<0.0001)
Зона×период	4	2.4 (0.051) 1.1 (0.374)	3.3 (0.012) 2.1 (0.082)	2.3 (0.056) 3.1 (0.015)	1.6 (0.183) 1.5 (<0.210)
$n$		427 559	427 560	425 543	422 541

**Таблица 3.** Концентрация тяжелых металлов в содержимом желудка *S. irgalensis* на исследованных территориях в периоды высоких (I), сниженных (II) и почти прекратившихся выбросов (III), мкг/г сухой массы

Зона	Период	n	Cu		Zn		Cd		Pb	
			Значение	Среднее	Значение	Среднее	Значение	Среднее	Значение	Среднее
Фоновая	I	42	13.89 [94.7] (0.30–103.79)	a	71.38 [94.8] (27.05–560.30)	a	0.33 [101.1] (na–3.68)	a	2.69 [179.0] (na–31.48)	a
	II	33	17.96 [65.7] (5.64–76.65)	a	71.31 [51.6] (27.37–226.38)	a	0.49 [177.3] (na–10.31)	a	2.22 [105.9] (na–20.77)	ab
	III	45	16.43 [71.1] (3.32–92.11)	a	74.69 [86.7] (24.86–492.31)	a	0.34 [104.5] (na–2.60)	a	1.33 [122.3] (na–14.34)	b
Буферная	I	30	40.41 [151.9] (13.36–571.95)	a	104.41 [87.4] (45.24–614.36)	a	0.79 [125.1] (0.05–8.06)	ab	7.01 [104.9] (0.19–63.23)	a
	II	46	26.90 [72.3] (4.49–120.88)	b	108.47 [62.4] (23.96–384.44)	a	0.89 [189.3] (0.03–26.02)	a	5.12 [125.7] (0.06–63.12)	ab
	III	106	18.03 [81.0] (0.60–127.66)	b	89.22 [55.0] (24.58–342.36)	b	0.63 [113.0] (0.04–6.84)	b	3.09 [111.6] (0.18–29.40)	b
Импактная	I	66	55.64 [145.3] (2.02–706.50)	a	118.89 [81.8] (32.55–652.21)	a	1.36 [119.1] (0.02–18.52)	a	11.39 [175.8] (0.10–226.42)	a
	II	13	32.23 [51.5] (9.45–76.88)	a	85.03 [72.6] (14.57–303.47)	a	0.75 [73.8] (0.07–2.84)	a	4.64 [124.6] (0.17–52.43)	b
	III	47	36.95 [86.9] (9.58–217.52)	ab	119.19 [89.0] (37.99–904.57)	a	1.13 [100.8] (0.05–10.06)	a	4.18 [129.7] (0.12–57.01)	b

Примечание. Здесь и в табл. 4 приведены среднее геометрическое значение, в квадратных скобках – коэффициент вариации  $CV(\%)$ , в круглых скобках – минимальное и максимальное значения; n – количество проанализированных образцов; na – значение ниже предела обнаружения. Одинаковые буквы означают отсутствие значимых различий в пределах зоны для каждого элемента (по критерию Тьюки).



**Рис. 1.** Многолетняя динамика концентрации ( $\log_{10}$ , мкг/г сухой массы) ТМ в содержимом желудка *S. uralensis* в разных зонах загрязнения. Здесь и на рис. 2: • – индивидуальные значения; ○ – среднее для года значение (медиана); пунктирная линия – тренд линейной регрессии;  $b$  – коэффициент регрессии;  $p$  – достигнутый уровень значимости.

В годы высоких выбросов (период I) на буферных и импактных территориях содержание Pb в печени животных превышало фоновые значения в 1.6–2.5 раза. В период III различия между фоновыми и загрязненными участками для Pb стали менее выраженными и не превышали 5–25%. Основной причиной таких изменений было снижение

концентрации элемента в окрестностях завода. За 34 года наблюдений в результате ежегодного падения уровня Pb на 1.1–1.4% его содержание в печени животных с буферных и импактных участков уменьшилось в 2–2.5 раза. За этот же период концентрации Pb на фоновых участках не претерпели значительных изменений (рис. 2).

**Таблица 4.** Концентрация тяжелых металлов в печени *S. irafensis* на исследованных территориях в периоды высоких (I), сниженных (II) и почти прекратившихся выбросов (III), мкг/г сухой массы

Зона	Период	n	Cu		Zn		Cd		Pb					
			Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD				
Фоновая	I	36	14.88	[48.5] (6.84–40.03)	a	82.55	[52.9] (39.65–215.11)	a	0.70	[68.9] (0.08–2.30)	a	1.35	[169.1] (na–37.55)	a
	II	36	16.28	[28.8] (7.81–31.34)	a	87.95	[28.2] (54.14–192.77)	a	0.32	[85.7] (na–1.85)	b	1.14	[94.0] (0.09–8.29)	b
	III	68	16.89	[30.4] (6.22–37.42)	a	79.83	[21.8] (40.91–148.22)	a	0.34	[163.6] (na–17.07)	b	1.04	[156.1] (na–25.53)	b
Буферная	I	63	13.98	[43.8] (4.86–40.00)	b	82.99	[48.1] (28.49–215.11)	b	0.79	[151.9] (0.19–13.24)	a	2.20	[129.9] (0.33–17.84)	a
	II	39	16.19	[35.9] (7.34–45.43)	a	94.90	[15.4] (65.08–126.44)	a	1.04	[66.2] (0.19–4.18)	a	1.37	[73.6] (0.07–5.15)	b
	III	156	14.49	[36.9] (5.03–35.34)	ab	82.23	[22.7] (43.35–131.62)	b	0.71	[189.6] (0.01–29.70)	a	1.08	[98.4] (na–9.29)	b
Импактная	I	74	13.54	[46.4] (5.47–44.79)	b	95.89	[38.1] (35.53–229.62)	a	1.01	[112.9] (0.05–11.06)	a	3.40	[77.6] (0.14–18.84)	a
	II	16	15.59	[24.8] (11.90–28.89)	ab	95.30	[18.4] (63.94–130.44)	a	1.31	[95.5] (0.36–6.46)	a	2.64	[78.6] (0.33–9.80)	ab
	III	73	16.17	[30.3] (7.13–36.63)	a	78.72	[25.5] (32.71–175.97)	b	1.00	[163.6] (0.01–19.70)	a	1.40	[87.6] (0.01–9.21)	b

Для Cd, напротив, различия между фоновыми и загрязненными участками в результате снижения выбросов стали более выраженными. Если в начальный период концентрации элемента в печени фоновых зверьков были ниже на 10–30%, то к концу наблюдений различия достигли 2–3 раз. Усиление различий обусловлено падением уровня элемента на незагрязненных участках (рис. 2). Ежегодное снижение концентрации Cd на 1.5%

за 34 года наблюдений привело к двукратному уменьшению уровня элемента по сравнению с исходными значениями. В окрестностях завода концентрации Cd в печени зверьков поддерживались на одном уровне в течение всего времени (см. табл. 4).

Концентрации эссенциальных элементов (Cu, Zn) в печени *S. uralensis* в градиенте загрязнения

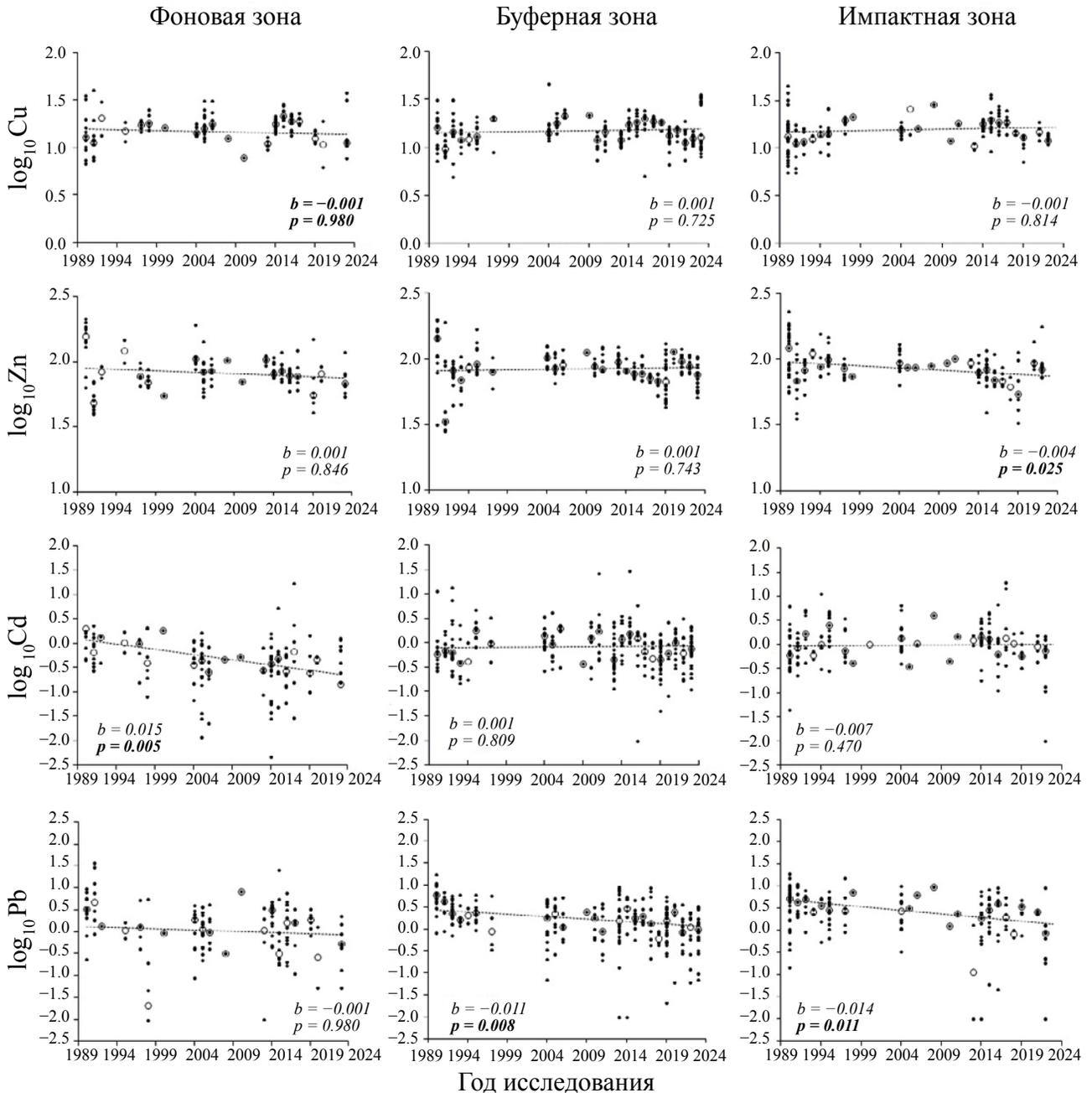


Рис. 2. Многолетняя динамика концентрации ( $\log_{10}$ , мкг/г сухой массы) ТМ в печени *S. uralensis* в разных зонах загрязнения.

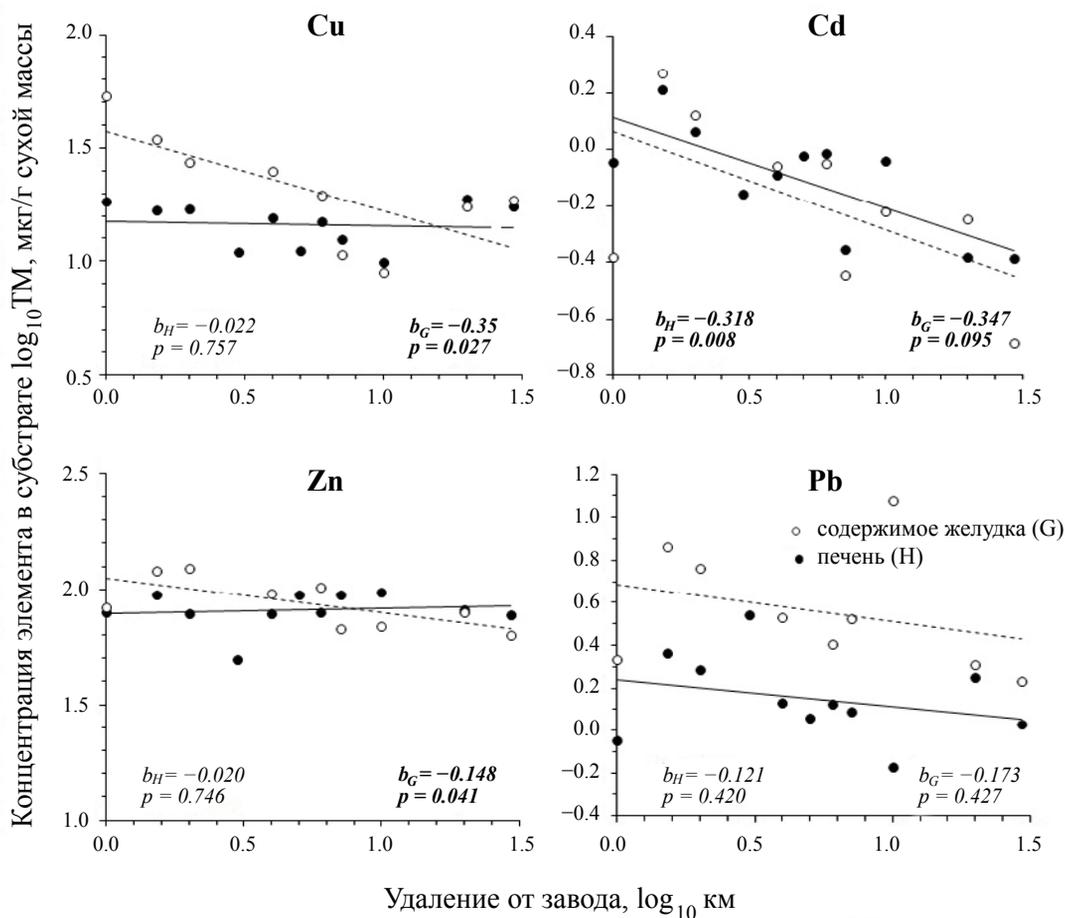
менялись незначительно (не превышая 10%, в редких случаях – 20%) в течение всего интервала наблюдений. В импактной зоне сокращение выбросов сопровождалось монотонным снижением уровня Zn (см. табл. 4).

Как и в корме, концентрации ТМ в печени животных на протяжении всего времени наблюдений сильно варьировали. Во всех зонах минимальный размах был зарегистрирован для эссенциальных Zn и Cu, а значения CV были в 2–6 раз ниже, чем в корме. Для токсических Cd и Pb варибельность значений в печени была ниже, чем в содержимом желудка (до 3 раз), либо сопоставима с ними (см. табл. 3, 4).

**Изменение концентраций металлов в содержимом желудка в градиенте загрязнения.** Поскольку накопление ТМ зависело от периода исследований, для сравнения использовали данные только

одного из них (период III), но для максимального числа ключевых участков ( $n = 9$ ), наиболее полно охватывающих весь градиент загрязнения. При приближении к заводу в содержимом желудка значительно увеличивались концентрации обоих эссенциальных элементов ( $F = 2.51–2.78, p < 0.05$ ), а также Cd на уровне тенденции ( $F = 1.92, p < 0.10$ ) (рис. 3). Максимальные темпы изменений зарегистрированы для Cu и Cd ( $b = -0.35$ ).

**Изменение концентраций металлов в печени в градиенте загрязнения.** Для сравнительного анализа использовали данные для III периода, полученные на 11 ключевых участках. Помимо указанных выше, добавлены участки в окрестностях СУМЗа (3 и 5 км). При приближении к заводу содержание Cu, Zn и Pb значимо не изменялось, Cd – монотонно увеличивалось ( $F = 3.41, p < 0.008$ ). При этом темпы изменений Cd были сопоставимы с таковыми в содержимом желудка (см. рис. 3).



**Рис. 3.** Изменение концентраций ТМ (мкг/г сухой массы, log<sub>10</sub>) в содержимом желудка (G) и печени (H) *S. uralensis* при удалении от завода (км, log<sub>10</sub>) в период почти прекратившихся выбросов. Маркеры – средние значения (медианы) для ключевых участков; линии – тренды линейной регрессии;  $b$  – коэффициент регрессии;  $p$  – достигнутый уровень значимости. Светлые маркеры, пунктирные линии – для содержимого желудка; темные маркеры, сплошные линии – для печени.

### Связь концентраций металлов в корме и печени.

При рассмотрении обобщенной выборки по всем участкам парные коэффициенты корреляции для Cd и Pb в изученных субстратах оказались значимыми, но связь – слабая ( $n = 428$ ,  $r = 0.15–0.16$ ,  $p < 0.05$ ). Использование дифференцированных по зонам выборок показало, что на буферных участках регистрировали положительные корреляции для Cu ( $n = 182$ ,  $r = 0.21$ ,  $p < 0.05$ ), на импактных – отрицательные для Zn ( $n = 126$ ,  $r = -0.21$ ,  $p < 0.05$ ), но связь слабая. В фоновой зоне значимых взаимодействий не выявлено. Обратим внимание, что для Cd и Pb в пределах выделенных зон взаимодействия не обнаружены.

## ОБСУЖДЕНИЕ

**Изменение концентрации металлов в содержимом желудка в градиенте загрязнения.** Традиционно для оценки токсической нагрузки на организм млекопитающих авторы оперируют данными о концентрациях интересующих элементов в объектах внешней среды. Однако разнообразный рацион животных в сочетании с их активными перемещениями в пространстве не позволяют корректно оценить поступление ТМ в организмы ММ по их содержанию в кормовых объектах. Для характеристики питания, сезонных и многолетних изменений кормового спектра отдельных видов ММ специалисты часто исследуют содержимое желудков. Мы считаем, что именно этот субстрат является наиболее перспективным, поскольку он представляет собой интегральную оценку актуального поступления в организм с пищей тех или иных элементов [23, 26, 27, 50].

К сожалению, сведения о прямых оценках элементного состава рационов мышей рода *Apodemus*, полученные для особей из природных популяций, в литературе отсутствуют. Как отмечалось выше, в большинстве работ приводятся расчетные данные, основанные на содержании ТМ в потенциальных кормах изучаемых видов [18, 43]. Сравнение концентраций ТМ в содержимом желудков *S. uralensis* и отдельных компонентах рационов позволяет сделать вывод о сопоставимости таких оценок. Например, в период III на максимально удаленных друг от друга ключевых участках градиента загрязнения концентрации Cd в содержимом желудков отличались в 7 раз, Cu и Pb – в 3 раза, Zn – в 2 раза (см. рис. 3). В этом же градиенте концентрации ТМ в потенциальных кормовых объектах изменялись сходным образом [44, 45]. Так, в импактной зоне в плодах дикорастущих ягодников максимально были увеличены концентрации Cd (в 2–7 раз) и Pb

(в 2–4 раза), в шляпочных грибах – Cd (в 2–14 раз) и Pb (в 2–17 раз), в вегетативных частях растений – Cu (в 5–12 раз) и Pb (в 6–16 раз).

Хорошо известно, что в природных популяциях ММ накопление ТМ характеризуется трофической специфичностью. При равных уровнях загрязнителей во внешней среде их неодинаковое содержание в организме обусловлено особенностями экологии видов и прежде всего питания [8, 10, 23, 26, 49]. В зависимости от расстояния до завода максимальные концентрации изученных элементов регистрировали в содержимом желудков землероек (род *Sorex*) либо лесных полевок (род *Clethrionomys*) [23, 26, 50]. Как и ожидалось, на всех участках градиента в течение всего периода наблюдений в ряду зоофаги>миксофаги>семянояды *S. uralensis* характеризовались минимальным содержанием ТМ в корме. Эти результаты хорошо согласуются с информацией о пониженном содержании ТМ в семенах и плодах по сравнению с другими частями растений и беспозвоночными [46].

Сравнение полученных нами результатов для малой лесной мыши с концентрациями ТМ в содержимом желудка двух других видов того же рода – желтогорлой (*A. flavicollis*) и восточноазиатской (*A. peninsulae*), обитающих на фоновых территориях и в зоне действия предприятий цветной металлургии из других локалитетов, не выявило значимых межвидовых различий [46–48]. Можно предположить, что это обусловлено, с одной стороны, таксономической близостью сравниваемых видов, их сходным положением в трофической цепи, с другой – сопоставимым типом воздействия и уровнями загрязнения территорий. Кроме того, полевой сбор материала и аналитические исследования выполнены по единым протоколам.

**Динамика содержания металлов в рационе.** Логично предположить, что в условиях многократного (более чем в 50 раз) сокращения выбросов концентрации загрязнителей в кормовых объектах значительно уменьшатся, особенно в окрестностях завода. Однако эквивалентного снижения уровней ТМ в содержимом желудка *S. uralensis*, населяющих буферные и импактные территории, не произошло. В пределах выделенных зон концентрации Zn и Cd за 34 года наблюдений изменились незначительно, тогда как для Pb (четкие тренды) и Cu (на уровне тенденции) регистрировали снижение уровней, наиболее выраженное в буферной зоне. Это хорошо согласуется с информацией, что после модернизации производства в составе выбросов завода максимально снизилось содержание именно Cu и Pb [14].

Дополнительным фактором резкого (в 3 раза) снижения уровня Pb в рационах *S. uralensis* в последние два десятилетия стало общее сокращение содержания элемента в выхлопах автотранспорта в результате перехода с этилированного бензина на другие виды топлива. Значительное (в 2–10 раз) снижение концентраций Pb регистрировали в корме ММ и других трофических групп – зоофагов, зеленоядов и миксофагов [50].

Интересно, что у лесных полевок рода *Clethrionomys* из окрестностей СУМЗа, обитавших на тех же участках и имевших сходный с *S. uralensis* набор кормов (но с преобладанием вегетативных частей растений), к концу периода наблюдений концентрации Cd в содержимом желудков значительно (в 1.5–4 раза) выросли [27]. Нормализация кислотности почвы и подстилки в период почти полного прекращения выбросов привела к снижению подвижности Cd и его накоплению в корнеобитаемом слое [14]. Это обусловило более интенсивный переход элемента в вегетативные части растений и повышенное поступление в организм полевок.

**Изменение концентрации металлов в печени в градиенте загрязнения.** Печень – многофункциональный орган, который участвует в поддержании гомеостаза организма, процессах биоаккумуляции и детоксикации, поэтому ее часто используют для оценки негативного воздействия загрязнения на ММ [4]. Содержание ТМ в организме разных видов ММ из окрестностей металлургических и горнодобывающих предприятий при приближении к источнику загрязнения чаще всего увеличивается [17, 19, 23, 27–30, 43, 48, 52–54], однако описаны и противоположные случаи [49].

В нашем исследовании минимальные концентрации токсических элементов (Cd и Pb) в печени отмечены в фоновой зоне, максимальные – в непосредственной близости от завода (см. табл. 3 и рис. 3). Содержание эссенциальных элементов (Cu, Zn) в печени не зависело от уровня загрязнения территории.

Сравнение наших результатов с данными других авторов показывает, что концентрации ТМ в печени представителей рода *Apodemus*, населяющих фоновые (незагрязненные) местообитания на территории Евразии, в целом сопоставимы. Для каждого элемента значения варьируют в близких диапазонах (табл. 5). Как правило, у животных, добытых в разных регионах Европы, средние значения концентраций токсических элементов (Cd и Pb) были ниже, чем у особей *S. uralensis* из ураль-

ских популяций. Обратим внимание, что уровень регионального фона на Среднем Урале, как правило, выше, чем в вышеупомянутых локалитетах [5, 14, 34]. Это связано с интенсивным развитием в регионе горнодобывающей и металлургической промышленности с длительной (более чем 300-летней) историей. Исключение составляют *A. flavicollis* с фоновых территорий Словакии [12], в печени которых в среднем содержалось в 10–15 раз больше Pb, а превышение по Cd достигало 2–6 раз.

Вблизи промышленных предприятий содержание эссенциальных элементов (средние значения) в печени представителей рода *Apodemus* из разных локалитетов было сходным, тогда как уровни токсических элементов могли существенно отличаться (см. табл. 5). Концентрации Pb в целом можно интерпретировать как сопоставимые. Согласно литературным данным (см. табл. 5), вблизи металлургических заводов средние уровни накопления элемента варьировали в диапазоне от 0.2–2.3 мкг/г сухой массы на умеренно загрязненных участках до 0.3–5.4 мкг/г в импактных зонах. По нашим данным, в окрестностях СУМЗа в буферной зоне концентрации Pb составляли 1.0–1.3 мкг/г, в импактной – 1.4–3.4 мкг/г.

Содержание Cd в печени животных по данным литературы варьировало в более широком диапазоне – от 0.1 до 11.8 мкг/г сухой массы, причем даже в окрестностях одних и тех же источников загрязнения (см. табл. 5). Например, по данным разных публикаций [19, 52, 54], в печени лесных мышей, отловленных с разницей в несколько сезонов на одних и тех же участках вблизи прекратившего работу завода по выплавке Pb и Zn на севере Франции (Metaleurop Nord), средние концентрации Cd отличались в 2–3 раза, хотя диапазон изменений (минимальные и максимальные значения) был одинаковым. Согласно результатам настоящего исследования, вариабельность уровня Cd в печени *S. uralensis* существенно ниже – от 0.7 до 2.2 мкг/г, но полностью укладывается в вышеупомянутые диапазоны. Причинами наблюдаемых различий могут быть как внешние (состав пылевых частиц выбросов, кислотность почвенных горизонтов, подстилающие горные породы и др.), так и внутренние (качественный и количественный состав выборки, сезон отлова, особенности пробоподготовки и химического анализа и др.) факторы. Например, хорошо известно, что концентрации элементов, особенно токсических, в значительной степени зависят от возраста и пола животных. К сожалению, подобная информация в большинстве литературных источников, использованных

Таблица 5. Концентрации изученных элементов в печени животных, населяющих загрязненные территории в окрестностях предприятий цветной металлургии и фоновые участки

Участок исследования	Вид	n	Концентрация элемента, мкг/г сухой массы				Pb	Источники загрязнения	Местоположение	Источник данных
			Cu	Zn	Cd	Pb				
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Фоновый	S_ur	19	12.4 ± 1.7	82.3 ± 12.5	0.72 ± 0.16	0.94 ± 0.13	M ± SEM	RBg	Россия, Средний Урал, г. Ревда	[55]
Импактный		65	10.9 ± 0.7	111.6 ± 6.8	0.94 ± 0.13	5.38 ± 0.49		CuSm**(2010)		
Фоновый	S_ur	21	14.3 (7.4–29.5)	96.6 (19.3–193.1)	0.06 (na–0.18)	2.25 (na–7.98)	M (min–max)	RBg	Россия, Южный Урал	[56]
Фоновый	S_ur	94	11.6 (5.7–20.3)	93.9 (67.2–157.3)	0.47 (na–1.92)	2.79 (0.22–8.00)		RBg		
Буферный		53	13.2 (7.8–20.3)	93.4 (72.8–130.1)	4.00 (0.07–14.41)	2.32 (0.34–23.15)	M (min–max)	CuSm**(1999)	Россия, Южный Урал, г. Карабаш	[48]
Импактный		58	11.2 (6.9–23.1)	88.1 (53.8–142.5)	0.69 (0.13–2.28)	4.00 (0.09–12.60)				
Фоновый	A_rep	6	8.0 (5.1–11.2)	57.3 (37.0–78.0)	0.14 (0.07–0.42)	1.08 (0.22–1.66)	M (min–max)	RBg	Россия, Бурятия, г. Байкальск	[47]
Фоновый	A_sy/	24	16.5	81.0	0.52	0.07	M			[18]
Импактный (+++)		21	18.8	106.2	23.21	1.34				
Фоновый		21	13.8 ± 0.9	80.2 ± 9.9	1.75 ± 0.21	0.17 ± 0.03		RBg	Бельгия, г. Антверпен	[17]
Буферный		28	20.9 ± 1.1	117.0 ± 5.5	3.87 ± 0.53	0.21 ± 0.03		PbSm***		
Импактный (+)		24	15.3 ± 0.6	89.9 ± 4.0	6.12 ± 1.30	0.30 ± 0.07	M ± SEM			
Импактный (++)	25	16.9 ± 1.1	97.8 ± 4.9	31.44 ± 6.99	0.61 ± 0.10					
Фоновый	A_sy/	23	10.3 (4.5–26.7)	55.8 (40.3–76.0)	2.80 (0.50–12.60)	0.20 (na–3.80)		RBg		
Буферный		23	15.3 (6.0–21.4)	43.5 (36.1–71.1)	3.60 (1.60–15.00)	0.20 (na–0.90)				
Импактный (+)		38	16.0 (3.5–72.4)	48.8 (32.0–77.9)	3.40 (0.60–16.90)	1.00 (na–5.70)	M (min–max)	PbZnSm* (2003)	Франция, Noyelles-Godault, Nord-Pas-de-Calais	[54]
Импактный (++)		25	17.0 (10.3–27.5)	53.5 (30.5–70.6)	5.20 (1.50–18.80)	3.90 (0.30–14.40)				
Импактный (+)	A_sy/	121	–	–	2.50 (0.14–38.00)	0.72 (0.12–13.00)	M (min–max)	PbZnSm*	Франция, Noyelles-Godault, Nord-Pas-de-Calais	[52]

Таблица 5. Окончание.

Участок исследования	Вид	n	Концентрация элемента, мкг/г сухой массы				Источники загрязнения	Местоположение	Источники данных	
			Cu	Zn	Cd	Pb				
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Импактный (++)		178	–	–	4.10 (0.01–209.0)	0.95 (0.12–14.00)				
Импактный (+++)		261	–	–	3.70 (0.01–91.00)	3.40 (0.12–50.00)		RBg		[19]
Фоновый		17	–	–	1.40 (0.30–4.30)	0.09 (na–0.50)		PbZnSm*		
Импактный (+)		18	–	–	4.80 (1.70–17.00)	0.60 (na–6.30)				
Импактный (++)		27	–	–	11.20 (1.60–32.1)	0.80 (na–3.70)				
Импактный (+++)		22	–	–	5.60 (1.40–18.60)	1.30 (0.20–4.20)				
Фоновый		1	13.6	90.3	0.20	–	M	RBg	Финляндия, г. Хярвявалта	Собственные данные
Буферный	A_flg	3	10.5	80.2	0.21	4.58		CuNiSm**		
Импактный		1	14.5	91.0	0.56	0.73				
Фоновый		15	–	68.1 ± 3.3	0.16 ± 0.03	0.11 ± 0.02	M ± SEM	RBg	Польша, Borecka Forest	[53]
Импактный (+)	A_flg	15	–	99.9 ± 3.3	8.66 ± 1.54	7.61 ± 3.30			Польша, Вуковпо	
Импактный (++)		15	–	115.2 ± 10.4	4.01 ± 0.84	0.81 ± 0.10		ZnSm***	Польша, Miasteczko Sl.	
Фоновый			–	–	0.01 ± 0.005	0.02 ± 0.004	M ± SEM	RBg	Словения, Žetjav	[3]
Импактный	A_flg		–	–	5.80 ± 3.20	1.05 ± 0.45		PbZnSm** (1988)		
Фоновый		23	5.9	25.5	1.8	15.0	M (min–max)	RBg	Словакия, Banská Štiavnica	[12]
Импактный	A_flg	37	9.4–10.8	26.8–34.3	1.00–2.38	20.40–40.08		TCO		

Примечание. Участки исследования: фоновый – незагрязненный, буферный – умеренно загрязненный, импактный – сильно загрязненный. Если в пределах территории анализируется несколько ключевых участков, то увеличение уровня загрязнения соответствует большому количеству «+». Тип загрязнения: RBg – региональный фон, CuSm – медельвальное производство; CuNiSm – медно-никелевое, PbZnSm – свинцово-цинковое; ZnSm – цинковое; S\_ural – S. uralensis; A\_rep – A. repens; A\_syl – A. sylvestris; A\_flg – A. flavicollis; TCO – отвалы месторождения полиметаллических руд. Предприятие: \* – закрыто; \*\* – действует после модернизации/перепрофилирования; \*\*\* – действует. В скобках курсивом – дата закрытия/возобновления работы после модернизации. Описательные статистики: M – среднее арифметическое значение; SEM – ошибка среднего; (min–max) – диапазон значений; na – значение ниже предела обнаружения; прочерк – отсутствие данных. В квадратных скобках – ссылка на литературный источник.

для сравнения, отсутствует. Однако тенденции к снижению концентрации токсических элементов при удалении от источников выбросов однотипны на всех территориях.

**Динамика содержания металлов в печени.** Исследования долговременных изменений элементного состава организма наземных позвоночных в условиях снижения промышленных выбросов до сих пор немногочисленны. Относительно подробно динамика содержания ТМ изучена на примере мелких воробьиных (мухоловка-пеструшка, большая синица), обитающих в зоне действия металлургических предприятий на территории Фенноскандии [57, 58]. Авторы показали, что реакция птиц на снижение выбросов различалась даже в пределах одного вида и в значительной степени определялась конкретными условиями, в первую очередь особенностями питания.

Наиболее полные исследования по млекопитающим выполнены в зоне действия СУМЗа (Средний Урал, Россия) для двух трофических групп – зоофагов (землеройки рода *Sorex*) [23] и миксофагов (лесные полевки рода *Clethrionomys*) [27]. Установлено, что сокращение промышленных выбросов привело к разнонаправленным изменениям уровней изученных ТМ в организме (печени) ММ, характер которых элементоспецифичен и зависит от разных факторов. Несмотря на высокие концентрации Cu и Zn в корме животных с загрязненных участков, их токсическая нагрузка на организм ММ была незначительна вследствие выведения избыточных количеств этих элементов через желудочно-кишечный тракт. Содержание Pb в печени животных обоих трофических уровней уменьшалось постепенно, но у зоофагов изменения были более выраженными. Характер долговременных изменений концентраций Cd в печени животных, обитающих вблизи завода, кардинально отличался: у фитофагов содержание элемента увеличивалось, у зоофагов снижалось.

Сходные тенденции были продемонстрированы для особей *A. sylvaticus* из окрестностей заводов по выплавке Pb и Zn во Франции (Metaleurop Nord) [19, 52, 54] и Словении (Žerjav) [3] через 3–8 и 25 лет (соответственно) после завершения их работы. По данным таких «моментальных срезов» содержание Pb в печени животных уменьшилось в 2 раза, тогда как Cd увеличилось в 1.5–2 раза.

Результаты нашего исследования в целом соответствовали отмеченным выше трендам: за 34 года наблюдений в окрестностях завода в печени *S. ural-*

*lensis* концентрации Pb снизились в 2–2.5 раза, Zn – на 30% (только в импактной зоне), тогда как для Cu и Cd четкие тренды не выявлены. На фоновых территориях направленные изменения отмечали лишь для Cd, концентрация которого за то же время уменьшилась вдвое. Таким образом, исходная гипотеза о снижении концентраций ТМ в организме животных в результате многократного сокращения выбросов подтвердилась частично, направленные временные изменения наблюдали для Pb (в окрестностях завода) и Cd (на фоновых территориях).

Интересно отметить, что содержание Pb в печени *S. uralensis* снижалось также постепенно, как и у представителей других трофических групп – зоофагов и миксофагов, населяющих территории в зоне действия СУМЗа. В то же время концентрации Cd в печени менялись неодинаково: у *S. uralensis* в окрестностях завода в течение всего периода наблюдений они поддерживались на одном уровне, тогда как у животных других групп они увеличивались (фитофаги) либо снижались (зоофаги). Это еще раз подтверждает тезис о том, что ключевая роль в накоплении ТМ в организме ММ принадлежит содержанию элементов в корме и системе гомеостатических барьеров, позволяющих эффективно защищать организм от токсического воздействия металлов [27].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Нам неизвестны долговременные исследования динамики содержания ТМ в рационе и организме представителей сем. Muridae в районах промышленного загрязнения. На основе анализа образцов содержимого желудков и печени *S. uralensis*, полученных в результате ежегодных отловов животных (1990–2023 гг.), было показано, что минимальные концентрации всех изученных элементов в корме, а также токсических (Cd, Pb) в печени отмечены на незагрязненных участках (фоновая зона), максимальные – в непосредственной близости от завода (импактная зона). Содержание эссенциальных (Cu, Zn) элементов в печени животных не зависело от уровня загрязнения территории.

Исходная гипотеза о снижении накопления ТМ в корме и печени подтвердилась частично: несмотря на многократное (более чем в 50 раз) сокращение выбросов завода, эквивалентного уменьшения концентраций в кормовых объектах и организме *S. uralensis* не произошло. За 34 года наблюдений в окрестностях завода направленные изменения отмечены лишь для Pb, содержание которого уменьшилось

в рационе и печени в 2–3 раза. На фоновых территориях четкие временные тренды отмечали для Cd в печени *S. uralensis*, концентрации которого за тот же период снизились вдвое.

Результаты нашего исследования дополнили общую картину реакции ММ в зоне действия крупного медеплавильного завода в периоды высоких выбросов и после их существенного сокращения. Информация о пространственно-временной динамике концентраций ТМ в рационах и организме *S. uralensis* важна для понимания закономерностей хода восстановительных процессов в условиях естественной реабилитации загрязненных территорий. Большой интерес представляют также оценки потенциального риска хронического воздействия загрязнения на организм ММ разных трофических групп в периоды высоких выбросов и после их существенного сокращения, которые еще предстоит проанализировать.

#### ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ И БЛАГОДАРНОСТИ

Анализ данных и подготовка рукописи выполнены за счет средств бюджета Института экологии растений животных Уральского отделения РАН (в рамках государственного задания № 122021000076-9). Сбор и первичная обработка материалов выполнялась при частичной поддержке грантов РФФИ №№ 07-04-00075, 08-04-91766-АФ-а и 13-04-01229.

Автор выражает признательность Ю.Л. Суморокову, Е.Ю. Сумороковой, С.Ю. Суморокову, А.А. Герасимову и Т.Ю. Сурковой за помощь в полевом сборе и первичной обработке материала, Э.Х. Ахуновой – за выполнение аналитических работ, Е.Л. Воробейчику, Г.Ю. Смирнову, В.С. Безелю, а также анонимным рецензентам – за конструктивные замечания к тексту рукописи.

#### СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

Автор подтверждает, что все работы с животными проводились в соответствии с требованиями, установленными международными и национальными руководствами по уходу и использованию животных. Все процедуры, выполняемые в рамках данного исследования, соответствовали этическим стандартам Института экологии растений и животных Российской академии наук (протокол № 3 от 18/12/2014).

#### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор данной работы заявляет, что у нее нет конфликта интересов.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E. Impacts of point polluters on terrestrial biota: Comparative analysis of 18 contaminated areas. Dordrecht: Springer, 2009. 466 p.
2. Fritsch C., Coeurdassier M., Giraudoux P. et al. Spatially explicit analysis of metal transfer to biota: influence of soil contamination and landscape // PLoS ONE. 2011. V. 6. № 5. Art. e 20682
3. Petkovšek S., Kopusar N., Tome D. et al. Risk assessment of metals and PAHs for receptor organisms in differently polluted areas in Slovenia // Sci. Tot. Environ. 2015. V. 532. P. 404–414.
4. Mammals and birds as bioindicators of trace element contaminations in terrestrial environments: an ecotoxicological assessment of the Northern Hemisphere // Ed. Kalisińska E. Springer Nature Switzerland AG, 2019. 229 p.
5. Воробейчик Е.Л. Естественное восстановление наземных экосистем после прекращения промышленного загрязнения. 1. Обзор современного состояния исследований // Экология. 2022. № 1. С. 3–41. <https://doi.org/10.31857/S0367059722010115>
6. Dudka S., Adriano D.C. Environmental impacts of metal ore mining and processing: A review // J. Environ. Qual. 1997. V. 26. № 3. P. 590–602.
7. Douay F., Pruvot C., Waterlot C. et al. Contamination of woody habitat soils around a former lead smelter in the North of France // Sci. Tot. Environ. 2009. V. 407. № 21. P. 5564–5577.
8. Gall J.E., Boyd R.S., Rajakaruna N. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review // Environ. Monit. Asses. 2015. V. 187. № 4. P. 1–21.
9. Ettler V. Soil contamination near non-ferrous metal smelters: A review // Applied Geochemistry. 2016. V. 64. P. 56–74.
10. Milton A., Johnson M.S., Cooke J.A. Lead within ecosystems on metalliferous mine tailings in Wales and Ireland // Sci. Tot. Environ. 2002. V. 299. P. 177–190.
11. Pereira R., Pereira M., Ribeiro R. et al. Tissues and hair residues and histopathology in wild rats (*Rattus rattus* L.) and Algerian mice (*Mus spretus* Lataste) from an abandoned mine area (Southeast Portugal) // Environ. Pollut. 2006. V. 139. P. 561–575.
12. András P., Križáni I., Stanko M. The contamination of internal tissues of small mammals at the Banská Štiavnica mining area // Ekologia. 2008. V. 27. № 1. P. 1–12.
13. Camizuli E., Scheifler R., Garnier S. et al. Trace metals from historical mining sites and past metallurgical activity remain bioavailable to wildlife today // Scientific Rep. 2018. V. 8. P. 3436–3448.

14. Воробейчик Е.Л., Кайгородова С.Ю. Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в верхних горизонтах почв в районе воздействия медеплавильного завода в период снижения его выбросов // Почвоведение. 2017. № 8. С. 1009–1024. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17080135>
15. Swiergosz-Kowalewska R. Cadmium distribution and toxicity in tissues of small rodents // Microsc. Res. Tech. 2001. V. 55. P. 208–222.
16. Chwelatiuk E., Wlostowski T., Krasowska A. et al. Melatonin increases tissue accumulation and toxicity of cadmium in the bank vole (*Clethrionomys glareolus*) // BioMetals. 2005. V. 18. P. 283–291.
17. Beernaert J., Scheirs J., Leirs H. et al. Non-destructive pollution exposure assessment by means of wood mice hair // Environ. Pollut. 2007. V. 145. P. 443–451.
18. 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. V. 145. P. 516–528.
19. Tete N., Durfort M., Rieffel D. et al. Histopathology related to cadmium and lead bioaccumulation in chronically exposed wood mice, *Apodemus sylvaticus*, around a former smelter // Sci. Tot. Environ. 2014. V. 481. № 1. P. 167–177.
20. Palmer M.A., Ambrose R.F., Poff N.L. Ecological theory and community restoration ecology // Restoration Ecology. 1997. V. 5. № 4. P. 291–300.
21. Suding K.N. Toward an era of restoration in ecology: Successes, failures, and opportunities ahead // Ann. Rev. Ecol., Evolut., System. 2011. V. 42. № 1. P. 465–487.
22. Мухачева С.В. Многолетняя динамика сообществ мелких млекопитающих в период снижения выбросов медеплавильного завода. I. Состав, обилие и разнообразие // Экология. 2021. № 1. С. 66–76. <https://doi.org/10.31857/S0367059721010108>
23. Мухачева С.В. Многолетняя динамика концентрации тяжелых металлов в организме землероек р. *Sorex* в период снижения выбросов медеплавильного завода // Экология. 2022. № 5. С. 370–384. <https://doi.org/10.31857/S0367059722050092>
24. Talmage S.S., Walton B.T. Small mammals as monitors of environmental Contaminants // Rev. Environ. Contam. Toxicol. 1991. V. 19. P. 47–145.
25. Sheffield S.R., Sawicka-Kapusta K., Cohen J.B. et al. Rodentia and Lagomorpha // Ecotoxicology of Wild Mammals / Eds. Shore R.F., Rattner B.A. Wiley: Chichester., 2001. P. 215–314.
26. Мухачева С.В. Особенности питания рыжей полевки в условиях техногенного загрязнения среды обитания // Сиб. эколог. журн. 2005. № 3. С. 523–533.
27. Мухачева С.В. Многолетняя динамика концентрации тяжелых металлов в корме и организме рыжей полевки (*Myodes glareolus*) в период снижения выбросов медеплавильного завода // Экология. 2017. № 6. С. 461–471. <https://doi.org/10.31857/S0367059721010108>
28. Sánchez-Chardi A., Lopez-Fuster M., Nadal J. Bioaccumulation of lead, mercury, and cadmium in the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, from the Erba Delta (NE Spain): sex- and age-dependent variation // Environ. Pollut. 2007. V. 145. P. 7–14.
29. Nieder R., Benbi D.K. Potentially toxic elements in the environment – A review of sources, sinks, pathways and mitigation measures // Rev. Environ. Health. 2023. V. 39. P. 561–575.
30. Zhang H., Zhao Y., Wang Z. et al. Distribution characteristics, bioaccumulation and trophic transfer of heavy metals in the food web of grassland ecosystems // Chemosphere. 2021. V. 278. Art. 130407.
31. Canova L., Maraschi F., Profumo A. et al. Analysis of environmental contamination by metals using wood mouse *Apodemus sylvaticus* hair as a biomonitor: an appraisal // Environments. 2024. V. 11. № 281. P. 2–13.
32. Jota B.C., Seixas F., Gonzalo-Orden J.M. et al. Biomonitoring metals and metalloids in wild mammals: invasive versus non-invasive sampling // Environ. Sci. Pollut. Res Int. 2022. V. 29. № 13. P. 18398–18407.
33. Turna D.F., Yavuz M. Heavy metal accumulation and genotoxic effects in levant vole (*Microtus guentheri*) collected from contaminated areas due to mining activities // Environ. Pollut. 2020. V. 256. Art. 11348.
34. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ “Наука”, 1994. 280 с.
35. Мухачева С.В., Давыдова Ю.А., Воробейчик Е.Л. Роль гетерогенности среды в сохранении разнообразия мелких млекопитающих в условиях сильного промышленного загрязнения // Доклады РАН. Серия биологич. 2012. Т. 447. № 1. С. 106–109.
36. Воробейчик Е.Л., Нестеркова Д.В. Техногенная граница распространения крота в районе воздействия медеплавильного завода: смещение в период сокращения выбросов // Экология. 2015. № 4. С. 308–312.
37. Трубина М.Р., Нестеркова Д.В. Роль гетерогенности среды в распространении видов сосудистых растений в период высоких и низких выбросов медеплавильного завода // Сиб. эколог. журн. 2024. № 1. С. 170–185.
38. Большаков В.Н., Бердюгин К.И., Кузнецова И.А. Млекопитающие Среднего Урала: Справочник-определитель. Екатеринбург: Сократ, 2006. 224 с.
39. Zemánek M. Food and feeding habits of rodents in a deciduous forest // Acta Theriol. 1997. V. 17. P. 315–325.
40. Butet A., Delettre Y.R. Diet differentiation between European arvicolinae and murinae rodents // Acta Theriol. 2011. V. 56. № 4. P. 297–304.

41. Григоркина Е.Б., Оленев Г.В. Дальние перемещения малой лесной мыши (*Sylvaemus uralensis*, Muridae): скорость и дистанция, выявленные при групповом мечении // Зоологич. журн. 2022. Т. 101. Вып 11. С. 1300–1304.
42. Carver R. Practical data analysis with JMP. Cary, NC: SAS Institute, 2014. 232 p.
43. Ma W.C., Denneman W., Faber J. Hazardous exposure of ground-living small mammals to Cd and Pb in contaminated terrestrial ecosystems // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1991. V. 20. P. 266–270.
44. Безель В.С., Мухачева С.В., Трубина М.П. и др. Продукция природных экосистем в пищевых рационах населения Свердловской области // Аграрный вестник Урала. 2010. Т. 72. № 6. С. 61–65.
45. Трубина М.П., Мухачева С.В., Безель В.С. и др. Содержание тяжелых металлов в плодах дикорастущих растений в зоне аэротехногенного воздействия Среднеуральского медеплавильного завода (Свердловская область) // Растит. ресурсы. 2014. Т.50. № 1. С. 67–83.
46. Мухачева С.В. Поллютанты в рационах мелких млекопитающих, обитающих в градиенте техногенного загрязнения среды // Современные проблемы популяционной, исторической и прикладной экологии. Екатеринбург, 1998. С. 193–198.
47. Мухачева С.В., Давыдова А.Н. Мелкие млекопитающие в системе экологического мониторинга Южного Прибайкалья // Исследования природы растительных сообществ на заповедных территориях Урала: Мат-лы межрег. науч.-практ. конф. Екатеринбург, 2012. С. 78–89.
48. Davydova Yu.A., Nesterkova D.V., Mukhacheva S.V. Morphological parameters of hepatocytes in the European mole (*Talpa europaea*) and herb field mouse (*Sylvaemus uralensis*) under industrial pollution // Environ. Monit. Assess. 2023. V. 195. Art. 300. doi.org/10.1007/s10661-022-10810-5
49. Pankakoski E., Koivisto I., Hyvarinen H. et al. Shrews as indicators of heavy metal pollution // Advances in the biology of Shrews. Carnegie Museum of Natural History Special Publication. 1994. P. 137–149.
50. Мухачева С.В., Безель В.С. Участие мелких млекопитающих в биогеоценотическом транзите микроэлементов при химическом загрязнении среды // Геохимия. 2023. Т. 68. № 10. С. 1059–1072.
51. Torres K.C., Johnson M.L. Testing of metal bioaccumulation models with measured body burdens in mice // Environ. Toxicol. Chem. 2001. V. 20. № 11. P. 2627–2638.
52. Tête N., Fritsch C., Afonso E. et al. Can body condition and somatic indices be used to evaluate metal-induced stress in wild small mammals? // PLoS ONE. 2013. V. 8. Art. e66399.
53. Damek-Poprawa M., Sawicka-Kapusta K. Damage to the liver, kidney, and testis with reference to burden of heavy metals in yellow-necked mice from areas around steelworks and zinc smelters in Poland // Toxicology. 2003. V. 186. P. 1–10.
54. Fritsch C., Cosson R.P., Coeurdassier M. et al. Responses of wild small mammals to a pollution gradient: host factors influence metal and metallothionein levels // Environ. Pollut. 2010. V. 158. P. 827–840.
55. Мухачева С.В. Особенности депонирования тяжелых металлов в организме мелких млекопитающих из симпатрических популяций в условиях химического загрязнения среды // Экологическая безопасность горнопромышленных районов: Мат-лы эколог. конгр. Екатеринбург: СОО-МАНЭБ, 2007. С. 22–27.
56. Мухачева С.В., Бердюгин К.И., Давыдова Ю.А. Опыт использования мелких млекопитающих для оценки состояния природных экосистем // Аграрный вестник Урала. 2009. № 3. С. 65–68.
57. Berglund A.M.M., Nyholm N. Slow improvements of metal exposure, health- and breeding conditions of pied flycatchers after decreased industrial heavy metal emissions // Sci. Tot. Environ. 2011. V. 409. № 20. P. 4326–4334.
58. Berglund A.M.M., Rainio M.J., Eeva T. Decreased metal accumulation in passerines as a result of reduced emissions // Environ. Toxicol. Chem. 2012. V. 31. № 6. P. 1317–1323.

## LONG-TERM DYNAMICS OF TRACE ELEMENTS CONCENTRATIONS IN THE FOOD AND LIVE OF HERB FIELD MOUSE (*SYLVAEMUS URALENSIS*) DURING HIGH AND REDUCED EMISSIONS PERIODS FROM THE COPPER SMELTER

S. V. Mukhacheva<sup>a</sup>, \*

<sup>a</sup>*Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences, Russia, 620144 Yekaterinburg*

*\*e-mail: msv@ipae.uran.ru*

**Abstract** – The long-term (1990–2023) dynamics of accumulation of essential (Cu, Zn) and toxic (Cd, Pb) trace elements (TEs) was analyzed in the stomach's contents ( $n = 428$ ) and liver ( $n = 561$ ) of the herb field mouse (*Sylvaemus uralensis*) in the vicinity of the Middle Ural Copper Smelter (Russia, Revda) during periods of its high, reduced, and almost ceased emissions. The tested hypotheses about the directed spatiotemporal changes in the concentrations of TEs in the diet and body of *S. uralensis* were partially confirmed. The minimum concentrations of all studied elements in the diet, as well as toxic ones (Cd, Pb) in the liver, were noted in unpolluted areas (background zone), the maximum – in the immediate vicinity of the plant (impact zone). The content of essential elements (Cu, Zn) in the liver did not depend on the level of contamination of the areas. Multiple (50-fold) reductions of plant emissions during the observation period did not lead to an equivalent decrease in element concentrations either in the feed or in the body of *S. uralensis*. Over 34 years in the vicinity of the plant, the content of Cu and Cd in the diet and liver did not change, Pb decreased by 2–3 times; in the background areas, a clear time trend was observed only for Cd in the liver, the concentration of which decreased by half.

**Keywords:** industrial pollution, natural regeneration, *Sylvaemus uralensis*, copper, zinc, cadmium, lead, diet, liver