

МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение
высшего профессионального образования
«ЧЕРЕПОВЕЦКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»

**Насекомоядные, грызуны, куньи
и псовые околоводных территорий
и их участие в транспорте ртути
в экосистемах Вологодской области**

Монография

Череповец
2014

УДК 504.53.054 – 034.08(470.12)
ББК 28.080.1 кр
Н 31

Рассмотрено на заседании кафедры
биологии, протокол № 2 от 23.09.2013.
Одобрено на заседании НТС ЧГУ,
протокол № 2 от 10.10.2013.

Рецензенты: *О.В. Яшина*, директор Музея природы (г. Череповец);
Л.В. Видягина, заслуженный педагог РФ (МОУДОД
«Дворец детского и юношеского творчества
им. А.А. Алексеевой, г. Череповец)

Научный редактор: *А.П. Добрынин*, д-р биол. наук, проф. (ЧГУ)

Работа выполнена при частичном финансировании Министерства образования и науки РФ.

Н 31 Насекомоядные, грызуны, куньи и псовые околоводных территорий и их участие в транспорте ртути в экосистемах Вологодской области: Монография / Е.С. Иванова, В.Т. Комов, Н.Я. Поддубная, В.А. Гремячих. – Череповец: ЧГУ, 2014. – 184 с.
ISBN 978–5–85341– 633–8

Монография посвящена изучению млекопитающих таежной зоны европейской части России и одной из наиболее актуальных проблем – загрязнению окружающей среды ртутью, способной вызывать при определенных концентрациях тяжелые расстройства здоровья животных и человека. В работе использованы хорошо себя зарекомендовавшие классические и современные методы сбора и обработки материала. Получено много новых интересных материалов по современному распространению, численности, плотности населения и спектру кормов насекомоядных, грызунов, куньих и псовых. Показано, что фоновые виды млекопитающих характеризуются различными биотопическими и трофическими предпочтениями. Это определяет уровень ртути, находящейся в органах млекопитающих и организме в целом.

Монография может быть использована в учебном процессе по дисциплинам естественнонаучного, медико-биологического и социально-экономического циклов. Она представляет также интерес для экспертов в области управления природопользованием и специалистов, работающих над технико-экономическими обоснованиями проектов.

ISBN 978–5–85341– 633–8

© Иванова Е.С., Комов В.Т.,
Поддубная Н.Я., Гремячих В.А., 2014
© ФГБОУ ВПО «Череповецкий государственный университет», 2014

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие	5
Глава 1. Район исследования, материалы и методы.....	8
1.1. Характеристика природно-климатических условий Вологодской области	8
1.2. Характеристика биотопов в районе металлургического комбината в г. Череповце	15
1.3. Характеристика объектов исследования	18
1.4. Сбор материала, его обработка и определение ртути в образцах	21
1.5. Определение содержания Cd, Zn, Pb, Cu в образцах	26
1.6. Статистическая обработка данных	27
Глава 2. Мелкие млекопитающие, куньи и псовые околородных территорий Вологодской области.....	28
2.1. Отряд Насекомоядные	28
2.2. Отряд Грызуны	38
2.3. Отряд Хищные	61
2.3.1. Семейство Псовые	61
2.3.2. Семейство Куньи	64
Глава 3. Общие проблемы ртутного загрязнения	72
3.1. Характеристика физико-химических свойств ртути и ее соединений	72
3.2. Содержание ртути в природе	73
3.3. Антропогенное поступление ртути в окружающую среду	75
3.4. Глобальный и локальный круговорот ртути	77
3.5. Распределение ртути в компонентах водных экосистем	82
3.6. Содержание ртути в компонентах наземных экосистем	86
3.7. Токсические свойства ртути и ее соединений. Эффективные дозы и концентрации ртути для позвоночных.....	101

**Глава 4. Содержание ртути в почвенных горизонтах
и беспозвоночных животных из разных биотопов 108**

4.1. Почвенные горизонты 108

4.2. Дождевые черви 110

4.3. Насекомые 112

**Глава 5. Содержание ртути в органах мелких млекопитающих
из различных биотопов 114**

5.1. Рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus*) 115

5.2. Обыкновенная бурозубка (*Sorex araneus*) 117

**Глава 6. Содержание ртути в органах хищных
млекопитающих 124**

6.1. Содержание ртути в органах диких млекопитающих семейст-
ва куньих (*Mustelidae*) 124

6.2. Содержание ртути в органах диких млекопитающих семейст-
ва псовых (*Canidae*) 130

6.3. Содержание ртути в органах разводимых в неволе хищных
млекопитающих 133

**Глава 7. Различия распределения и накопления в почве
и биотических компонентах наземных экосистем
ртути и других тяжелых металлов 137**

Заключение 147

Литература 162

Предисловие

Ртуть обладает уникальными физико-химическими свойствами, которые обуславливают ее повсеместное нахождение в окружающей среде и более высокую степень биомагнификации по сравнению с другими тяжелыми металлами (Arctic Pollution, 2002). По разным оценкам, ежегодное поступление ртути в атмосферу составляет от 3 до 7 тыс. т, при этом примерно половина приходится на ее антропогенные источники (Расуна, 2005; Wilson, 2006; UNEP, 2008). Большая часть выбросов ртути в атмосферу – это элементарная газообразная ртуть (Hg^0). Именно с летучестью и продолжительным временем ее жизни (около одного года) связано глобальное распространение металла в атмосфере (Lindberg et al., 2007).

Основное внимание до последнего времени уделялось исследованию аккумуляции ртути гидробионтами, т.к. именно в водной среде присутствуют условия для бактериального процесса образования наиболее токсичных ртутьорганических соединений (Arctic Pollution, 2002; Scheuhammer et al., 2007). Метиллированные соединения интенсивнее, чем неорганические, аккумулируются биотой и медленнее выводятся из организма, что приводит к более эффективному переносу ртути по трофической цепи по сравнению с прямым поглощением металла животными из окружающей среды (Huckabee et al., 1979). Содержание ртути в живых организмах возрастает по мере приближения к вершинам трофических сетей и достигает максимальных значений у представителей высших трофических уровней – хищных рыб, рыбоядных птиц и млекопитающих (Scheuhammer et al., 2007). Ртуть и ее соединения относятся к числу наиболее опасных для живых организмов токсических веществ, способных вызывать у животных широкий спектр негатив-

ных воздействий. У полярной гагары отмечено нарушение воспроизводства, если в объектах ее питания концентрация ртути составляет 0,21 мг/кг, и становится невозможным при 0,4 мг/кг (Burgess et al., 2008). Концентрации металла в головном мозге мелких млекопитающих 3–5 мг/кг могут вызывать визуальный, когнитивный или нейроповеденческий дефицит (Burbacher et al., 1990). Пороговая концентрация ртути в пище норки, вызывающая функциональные нарушения (вялость, паралич конечностей, тремор, судороги и в итоге смерть), равна 1,1 мг/кг сырой массы (Scheuhammer et al., 2007).

Исследований, посвященных накоплению и распределению ртути в компонентах наземных экосистем, крайне мало. Поэтому актуальна оценка содержания и выявление закономерностей накопления живыми организмами наземных экосистем соединений ртути, что невозможно без определения уровня ее содержания в организме животных, относящихся к разным таксономическим и трофическим группам.

На территории Вологодской области расположены крупные промышленные предприятия, сжигающие в технологическом процессе большое количество природных углеводородов и поэтому являющиеся источниками поступления ртути в окружающую среду. В озерах, не имеющих на площади водосборного бассейна локальных источников и находящихся на расстоянии десятков и сотен километров от промышленных центров области, неоднократно регистрировались высокие значения содержания ртути в мышцах окуня (> 1 мг/кг) (Степанова, Комов, 1996, 1997; Haines et al., 1992, 1996). Результаты исследований последнего десятилетия указывают на возможность использования данных по содержанию ртути в органах хищных млекопитающих семейств куньих и псовых для оценки уровней содержания металла в экосистеме в целом (антропогенного загрязнения) (Fortin et al., 2001; Munthe et al., 2007; Kalisinska et al., 2009).

Исследований по оценке содержания ртути в организмах, относящихся к разным трофическим уровням наземных экосистем, в Вологодской области и в целом по России не проводилось.

Цель работы – установить основные закономерности накопления и распределения ртути в разных компонентах наземных экосистем Вологодской области.

При этом были поставлены следующие задачи:

- 1) определить содержание ртути в почвенных горизонтах, беспозвоночных животных и органах мелких млекопитающих, собранных на различных биотопах в окрестностях крупного промышленного комплекса;
- 2) установить межвидовые различия накопления и распределения Hg в организмах диких промысловых видов хищных млекопитающих Вологодской области и животных, выращенных в неволе на зверофермах;
- 3) изучить зависимость количества ртути в органах хищных млекопитающих от природно-климатических параметров среды их обитания, а также от их удаленности от крупных промышленных предприятий, являющихся потенциальными источниками поступления ртути в окружающую среду;
- 4) сравнить накопление и распределение в почве и биотических компонентах наземных экосистем ртути и других тяжелых металлов.



Район исследования, материалы и методы

1.1. Характеристика природно-климатических условий Вологодской области

Вологодская область расположена на северо-западе Европейской части России (между $58^{\circ}27'$ и $61^{\circ}36'$ с.ш. и $34^{\circ}42'$ и $47^{\circ}10'$ в.д.) и занимает территорию 145,7 тыс. км². Наибольшая протяженность территории с севера на юг составляет 250–380 км, с запада на восток – 650 км. Область граничит: на востоке – с Кировской областью, на юге – с Костромской и Ярославской областями, на юго-западе – с Тверской областью, на западе – с Новгородской и Ленинградской областями, на севере – с Архангельской областью и Республикой Карелия (Природа... 2007).

Рельеф. Значительные размеры определяют разнообразие природных условий Вологодской области. Разница проявляется в абсолютных и относительных высотах, озерности и заболоченности территории. Фундамент русской плиты опускается с северо-запада на юго-восток области, с преобладанием высот от 150 до 200 метров над уровнем моря.

Наличие в западной части области относительно молодого хорошо сохранившегося ледникового рельефа с разнообразными моренными грядами и холмами при сравнительно слабо развитой речной сети обуславливает широкое распространение озер, а также создает благоприятные условия для возникновения болот.

На востоке преобладают волнистые и увалистые моренные равнины с хорошо развитой речной сетью, в связи с чем на востоке области мало озер и болот (Природа... 1957).

Климат. Вологодская область характеризуется умеренно-континентальным климатом лесной зоны, с умеренно-теплым летом, продолжительной умеренно-холодной зимой и неустойчивым режимом погоды. Неоднородность рельефа территории вызывает перераспределение тепла и влаги в зависимости от высоты, ориентации и крутизны склонов. Средняя годовая температура понижается с запада на восток от +2,5 °С до +1,5 °С. Средняя температура января от –10,9 °С на западе до –13,8 °С на востоке, средняя температура июля соответственно от +16 °С до +18 °С. Амплитуда средних месячных температур составляет 27,6–31,6 °С. Абсолютные значения температур могут существенно отличаться от средних, при этом абсолютная амплитуда доходит до 90 °С (Природа... 2007).

В среднем годовом выводе осадков на территории области выпадает больше, чем испаряется: количество атмосферных осадков в разных районах области колеблется в пределах от 500 до 670 мм (табл. 1), а испарение составляет приблизительно 300–350 мм, что свидетельствует об избыточном увлажнении. При движении с запада на восток области количество осадков уменьшается, разница в годовых суммах осадков достигает 160–170 мм. Около четверти годовой суммы осадков накапливается в виде снега. Продолжительность залегания снежного покрова составляет в среднем от 148 до 170 дней (Природа... 2007).

Относительная влажность воздуха в среднем годовом выводе достаточно велика – до 72 %.

Гидрографическая сеть и водные ресурсы. В общей сложности по территории области протекает около 20 тысяч водотоков, общая протяженность которых превышает 70 тыс. км, на территории области находится свыше 5 тысяч озер, из них 8 с площадью зеркала свыше более 25 км² каждое.

Таблица 1

Природно-климатические параметры районов исследования Вологодской области

Показатели	Районы							Источник*
	Череповецкий	Кадуйский	Устюженский	Белозерский	Вашкинский	Вожегодский	Никольский	
Площадь, тыс. км ²	7,6	3,3	3,6	5,4	2,9	5,5	7,5	1
Расстояние от г. Череповца, км	0	65	93	114	141	200	400	1
Площадь, занятая болотами, %	10–15	15–20	41	10–15	2	5–10	0,17	3
Площадь, занятая верховыми болотами, %	>20	15–20	>20	5–15	1–15	<1	<1	3
Площадь, занятая низинными болотами, %	5–15	1–5	1–5	5–10	1–5	<1	<1	3
Площадь, занятая лесами, %	50–60	40–50	30–40	50–60	50–60	50–60	70	3
Площадь, занятая лугами, %	5–15	5–15	5–10	5–10	5–10	1–2	5–10	3
Густота речной сети, км/км ²	0,35	0,35	0,6	0,4	0,4	0,5	0,77	1,3
Количество осадков, мм/год	580	580	550	550	550	550	510	1,3
Количество озер	58	41	52	102	42	12	0	2
Коэффициент озёрности, %	0,83	0,2	0,57	3	3	3	0,1	2

* Атлас Вологодской области, 2007 [2]; Озерные ресурсы Вологодской области, 1981 [58]; Природа Вологодской области, 1957 [76].

Общая площадь озер области – 4,3 тыс. км², самые крупные из которых Белое, Воже и Кубенское. Именно крупные водоемы определяют довольно высокий показатель озерности в области – 3 %. При этом в северо-западных районах он находится в пределах 3–10 %, в центральной части показатели озерности не превышают 2 %, а в восточных районах составляют доли процента (табл. 1). В области созданы крупные водохранилища на трассе Волго-Балтийского водного пути, пересекающего область в западной части: в бассейне Онежского озера – Верхне-Свирское, Белоусовское, Вытегорское, Новинкинское, Ковжское, Шекснинское (включая озеро Белое), и часть акватории Рыбинского водохранилища в бассейне Верхней Волги. В Северо-Двинской системе водохранилищем является озеро Кубенское (Доклад о состоянии... 2006).

На 12,6 % территории области (1830 тыс. га) расположены болота. Распределены болота на территории области неравномерно (табл. 1). Наиболее заболочены территории западных и особенно юго-западных районов области, где заболоченность составляет 20–50 %. Восточная часть области наименее заболочена, ее заторфованность не превышает 1 %.

В условиях избыточного увлажнения характер современной гидрографической сети в основном определяется геоморфологическими и гидрогеологическими особенностями. Наибольшим развитием отличается речная сеть возвышенных районов с пересеченным рельефом особенно на юго-востоке области. По данным Р.А. Филенко (1966), густота речной сети на юго-востоке области достигает 0,77 км/км², в центральной части – 0,59 км/км², на юго-западе развита слабо и составляет 0,24–0,29 км/км².

Реки Вологодской области принадлежат бассейнам Балтийского, Белого и Каспийского морей. К бассейну Балтийского моря относятся реки Вытегра, Андома, Мегра, Ошта с притоками (8 % территории области); к бассейну Белого моря – Сухона, Кубена, Уфтюга, Елома, Порозовица с притоками (70 % территории области); к бассейну Каспийского моря относятся реки Шексна, Молога, Суда, верхнее течение р. Унжи, притоки Костромы и Ветлуги (22 % территории области).

На территории области в среднем формируется 40,4 км³ воды,

образующих ее среднегодовой сток. В маловодные годы он меньше – 25,5 км³.

Растительный мир. Вологодская область расположена на границе между средней и южной полосами тайги. Леса – преобладающий тип растительности на территории области – занимают 72 % этой территории. В северных районах области, расположенных в подзоне средней тайги, наблюдается некоторое угнетение лесной растительности и внедрение отдельных тундровых элементов, в хвойных лесах господствуют ельники зеленомошно-черничные. Травяной покров в таких лесах в основном сложен таежными видами папоротников, хвощей, седмичником европейским, майником двулистным, черникой, брусникой, костяникой каменной. Кустарниковый ярус почти не развит, растения широколиственных лесов не типичны (Природа... 2007).

В южных районах среди южнотаежных лесов на междуречьях доминируют ельники кисличные с примесью широколиственных пород (липы, клена, местами вяза и дуба), встречающихся чаще всего в виде подлеска. Для них характерны растения широколиственных лесов: из кустарников – калина, лещина, бересклет; из трав – копытень европейский, зеленчук желтый, медуница неясная, ветреницевидка лютичная, сныть обыкновенная, хохлатка плотная, печеночница благородная. В этой части области обычны суходольные луга. Значительная часть территории распахана, а хвойные леса на большинстве площадей сведены и заменились вторичными мелколиственными лесами (Природа... 2007).

Вместе с возрастанием континуальности климата и суровости зим от западных районов к восточным увеличивается участие в лесах сибирских видов: ели сибирской, пихты сибирской, лиственницы сибирской, княжика сибирского, малины хмелелистной, какалии копьелистной и других видов. Для северо-западных районов области характерна значительная пестрота растительного покрова и частая смена еловых и сосновых лесов. На юго-западе области ровные песчаные пространства юго-западных районов (Устюженского, Кадуйского, Бабаевского, Чагодощенского) заняты сосно-

выми лесами, которые чередуются с массивами сфагновых болот (Природа... 1957).

Интразональным типом растительности является растительность болот. Низинные болота, расположенные в поймах рек и на водоразделах в пониженных местах, – это лесные болота (ольшаники, березняки), травяные (осоковые, тростниковые) и моховые (гипновые мхи). Верховые болота расположены на водоразделах или на высоких террасах рек, сплошь покрыты мхами, а также вереском, багульником и кассандрой. На неровной поверхности сфагнового болота с буграми и понижениями встречаются шейхцерия болотная, пушица, осока. На буграх растут кустарнички и полукустарнички (клюква, голубика, черника, брусника). Азональные типы растительности представлены растительностью лугов. Пойменная растительность особенно хорошо развита в долинах рек (Малая Северная Двина, Сухона, Юг, Шексна, Молога). Травянистый покров образован злаками, а также разнотравьем: осокой, овсяницей, полевицей, пыреем, канареечником, мятликом, белоусом, клевером, манжеткой, таволгой, кошачьей лапкой, щучкой дернистой. На краю заливной поймы – осоковые луга, представленные разными видами осоки и хвоща (Природа... 2007).

В Вологодской области господствуют почвы подзолистого и болотно-торфяного типа, в южных районах и местах распространения карбонатных пород распространены дерново-подзолистые почвы. Кроме того, имеются иловато-болотные и аллювиальные почвы. С каждым типом связаны и особые растительные группировки (Природа... 2007).

Животный мир наземных экосистем. Фауна Вологодской области является типичной для равнинных ландшафтов таежной зоны. В юго-западной части области коренными фаунистическими группировками являются комплексы животных южной тайги со значительным участием в населении видов сибирского типа фауны. В северной и северо-восточных частях области преобладают комплексы животных средней тайги. Местами в средней тайге распространены сообщества видов, характерные для южнотаежных ландшафтов. В составе фауны млекопитающих 6 отрядов и 64 вида жи-

вотных (Барышников и др., 1981; Павлинов, Россолимо, 1987; Павлинов и др., 2002). Около 40 % от общего количества обитающих в Вологодской области видов млекопитающих относится к отряду грызунов. На территории области зарегистрировано 25 видов, принадлежащих семействам мышовковых, мышиных, хомяковых, беличьих, соневых и бобровых. На территории населенных пунктов постоянно встречаются домовая мышь и серая крыса. Обычными обитателями лугов являются полевая мышь, мышь-малютка и лесная мышь. Представителями околородных стаций являются в настоящее время довольно редкие водяная полевка и ондатра. Лесные местообитания предпочитают лесная мышовка, которая обитает на всей территории области, и соня садовая, которая обнаружена только в юго-западных районах (Болобанова, Шабун, 2007). Фоновыми видами мелких млекопитающих являются рыжая полевка и обыкновенная бурозубка (Башенина, 1968; Калецкая, 1953; Филоненко, 2003; Степина, Поддубная, 2008).

Наиболее крупные представители отряда грызунов (бобры обыкновенный и канадский) способны активно трансформировать места своего обитания посредством строительства плотин. Бобры живут на тихих лесных речках со слабым течением, на старицах, в прудах и небольших зарастающих озерах. Ведут полуводный образ жизни и питаются различной водной, прибрежной травянистой и молодой древесной растительностью. Бобры являются важными промысловыми объектами (Природа... 2007).

Довольно многочисленной группой млекопитающих является отряд хищных, представители которого питаются преимущественно животной пищей. В Вологодской области зарегистрировано 14 видов, принадлежащих семействам кошачьих, медвежьих, псовых и кунцевых. Наиболее крупным хищником является бурый медведь, обитающий на всей территории Вологодской области, но его численность относительно невелика. В глухих и труднопроходимых лесах с буреломом встречается рысь обыкновенная. Из-за низкой численности ее промысловое значение невелико.

В области обитает 3 вида псовых: собака енотовидная и лисица обыкновенная, которые являются ценными объектами пушного

промысла, и волк, численность которого активно регулируется отстрелом.

Наиболее мелкие хищники относятся к семейству куницевых, представители которого, за исключением *росомахи*, встречающейся в северных районах, распространены на всей территории Вологодской области. Численность *европейской норки* в последние десятилетия резко сокращается, и она повсеместно вытесняется *американской норкой*, численность которой растет. На очень низком уровне остается численность *росомахи*, стабильно низкой является численность *выдры*, *барсука*, *ласки*. Численность *куницы*, *горностая* и *хорька* сохраняется сравнительно высокой. Выдра и норки являются полуводными животными, места обитания остальных видов приурочены в основном к лесным биотопам. Куницевые являются ценными объектами звероводства и пушного промысла. Играют важную роль в регуляции численности мышевидных грызунов и других некрупных животных. Росомаха и европейская норка нуждаются в особой охране.

Таким образом, природные условия Вологодской области характеризуются холмисто-равнинной поверхностью, умеренно-континентальным, достаточно влажным, а местами даже избыточно-влажным климатом, довольно густой речной сетью и обилием озер и болот на западе и северо-западе, подзолистыми и торфяно-болотными почвами, таежной растительностью из хвойных и мелколиственных деревьев, лугами и болотами, а также разнообразным животным миром (Природа... 1957).

1.2. Характеристика биотопов в районе металлургического комбината в г. Череповце

В настоящее время г. Череповец является крупным индустриальным центром Северо-Запада России, в котором сосредоточено более 50 предприятий тяжелой и легкой промышленности. К наиболее крупным предприятиям города относятся ОАО «Северсталь» – комбинат с полным металлургическим циклом производства, ОАО «Фосагро» по производству минеральных удобрений, ОАО

«Череповецкий сталепрокатный завод», производящий метизы. Кроме того, в городе представлены предприятия машиностроения и металлообработки – АО «Череповецкий завод металлоконструкций», АО «Красная звезда», АО «Череповецкий механический завод», АО «Судостроительно-судоремонтный завод» и др.; стройматериалов – АО «Завод силикатного кирпича», АО «Завод железобетонных изделий и конструкций» (ЖБиК), АО «Череповецкий экспериментальный завод ЖБИ», АО «Череповецкий завод ЖБИ» и др.; деревообрабатывающей промышленности – АО «Череповецкий фанерно-мебельный комбинат» (ЧФМК), АО «Череповецкая спичечная фабрика «ФЭСКО», АО «Деревообрабатывающий комбинат», АО «Мебельная фабрика», а также предприятия текстильной и пищевой промышленности (Парахоский, 1997; Бюллетень... 2004).

Крупнейшим из предприятий города является ОАО «Северсталь». Площадь промплощадки – 2,7 тыс. га. Комбинат введен в эксплуатацию в 1953 г. и имеет в своем составе следующие основные и вспомогательные производства: коксохимическое, агломерационное, сталеплавильное, прокатное, огнеупорное, газовое, теплосиловое и др. Metallургический комбинат использует в технологическом процессе большое количество угля (за период с 1956-го по 2006 г. переработано 412 491 040 тонн). Исходя из того, что концентрации ртути в углях колеблются в пределах от 20 до 56 мг/кг (Ягольницер, 1995; Mukherjee, 1999), а ежегодное потребление угля только Череповецким металлургическим комбинатом составляет 8 500 000 тонн, за время работы комбината в атмосферу вылетело приблизительно 950–1300 тонн металла. Кроме того, предприятия и других отраслей промышленности могут быть потенциальными источниками локального поступления ртути в окружающую среду.

Исследуемые биотопы расположены в непосредственной близости от Череповецкого металлургического комбината (рис. 1) на типичных выровненных участках ландшафта и относятся к следующим типам.

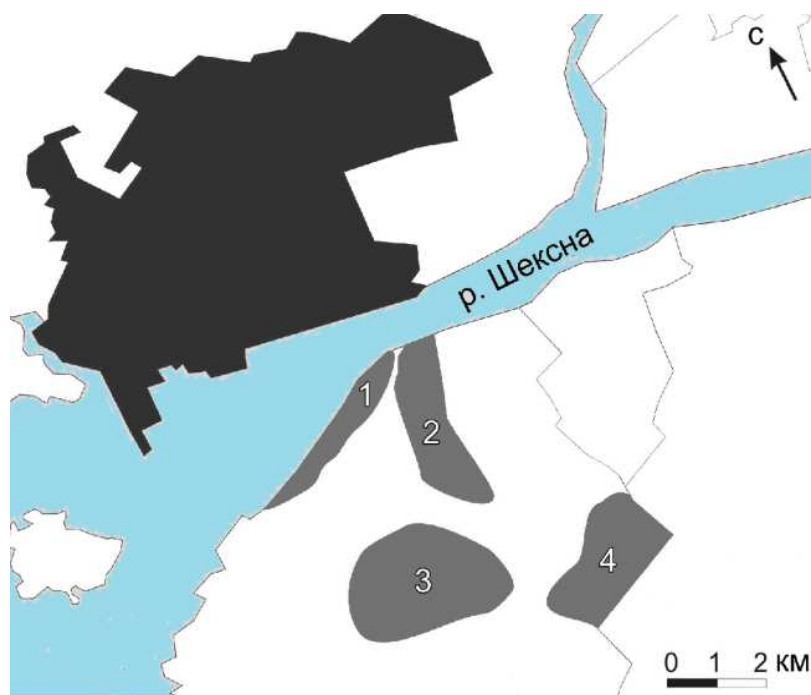


Рис. 1. Карта-схема района сбора проб почв, беспозвоночных и мелких млекопитающих с указанием расположения биотопов (выделено серым цветом): 1 – прирусловый ивняк; 2 – сероольшаник; 3 – березово-осиновый лес; 4 – суходольный луг; черным цветом выделена территория металлургического комбината

Биотоп 1. Прирусловый ивняк – образован смешанными группами ивы (*Salix caprea*), черемухи (*Prunus padus*) и малины обыкновенной (*Rubus idaeus*). В травяном ярусе произрастают крапива двудомная (*Urtica dioica*), щитовник игольчатый (*Dryopteris carthusiana*), хвощ лесной (*Equisetum sylvaticum*).

Биотоп 2. Сероольшаник – преобладающей породой является ольха серая (*Alnus incana*), отмечены отдельные деревья ивы козьей (*S. caprea*), хорошо развит травяной покров, произрастают гравилат речной (*Geum rivale*), крапива двудомная (*U. dioica*), недотрога обыкновенная (*Impatiens noli-tangere*), несколько видов осок (*Cárex*).

Биотоп 3. Березово-осиновый лес – основными составляющими породами являются береза (*Betula*) и осина (*Populus tremula*); подлесок образован рябиной (*Sorbus*), малиной (*Rubus idaeus*) и жимолостью (*Lonicera*). Травяной ярус достаточно хорошо развит, произрастают черника (*Vaccínium myrtíllus*), брусника (*Vaccinium vitis-*

idaea), чина лесная (*Lathyrus silvester*), манжетка (*Alchemilla*), иван-чай (*Chamerion*), щитовник игольчатый (*Dryopteris carthusiana*), хвощ лесной (*E. sylvaticum*), тысячелистник обыкновенный (*Achillea millefolium*).

Бутом 4. Суходольный луг – травостой хорошо развит и представлен разнотравно-бобово-злаковыми ассоциациями, в состав которых входят: полевица обыкновенная (*Agrostis capillaris*), мятлик луговой (*Poa pratensis*), трясунка средняя (*Briza media*), тимopheевка луговая (*Phleum pratense*), овсяница луговая (*Festuca pratensis*), клевер луговой (*Trifolium pratense*), бедренец-камнеломка (*Pimpinella saxifraga*), василек луговой (*Centaurea jacea*), нивяник обыкновенный (*Leucanthemum vulgare*).

1.3. Характеристика объектов исследования

Дождевые черви (земляные черви). Группа беспозвоночных, относящихся к кольчатым червям (Oligocheta). Истинные геобионты среди почвенных беспозвоночных имеют максимальную биомассу (Чекановская, 1960). На территории РФ представлены, главным образом, видами семейства люмбрицид (Lumbricidae) (Гиляров, 1978; Перель, 1979). Черви участвуют во многих процессах, связанных с превращением органического вещества почвы и разложением растительных остатков. Они осуществляют механическое разложение листового опада и древесины, «опускают» растительные остатки в минеральные горизонты почвы, перемешивая органические и минеральные компоненты; в их кишечнике образуются глинисто-гуминовые компоненты, составляющие основы почвенной системы. В кишечнике дождевых червей наблюдается частичная минерализация растительных тканей (Чекановская, 1960). Черви способны к регенерации. В неволе продолжительность жизни разных видов дождевых червей от 3,5 до 10 лет (Чекановская, 1960).

В районе исследования обитают несколько видов дождевых червей, наиболее массово из которых представлены *Lumbricus rubellus* (длина тела до 13 см), *L. Terrestris* (длина тела – 25 см и более), *Nicodrillus caliginosus* (длина тела около 15 см) (Криволюцкий, 1969; Гиляров, 1978).

Род Пчела (Apis L.) Насекомые, живущие иногда очень большими семьями, которые не распадаются даже в холодный сезон го-

да. Основными пищевыми компонентами пчел являются пыльца и нектар, продуцируемые цветками энтомофильных покрытосеменных растений. При этом главным источником белка в пище служит пыльца (Радченко, Песенко, 1994). Для выведения потомства сооружают гнезда, как правило, содержащие ячейки, в которые самки засыпают корм для личинок. Личинки выкармливаются смесью меда и цветочной пыльцы. Пчелы – насекомые с полным превращением, развитие вплоть до выхода имаго происходит внутри ячейки.

Род Шмель (*Bombus Latr.*) Местообитания шмелей разнообразны: луга, поля, леса, лесные опушки, поляны и верховые болота (Панфилов, 1956). Питаются шмели пыльцой и нектаром цветков, в основном это политрофные насекомые, однако у каждого вида существует свой спектр кормовых растений. Шмели ведут общественный образ жизни. Их семьи существуют одно лето, зимуют только молодые самки, впадая в анабиоз (Белова и др., 2008). Период активности: с конца апреля до конца августа.

Клопы (*Heteroptera*). Длина тела имаго 13–16 мм (Плавильщиков, 1994). Встречаются на деревьях и кустарниках в лесистой и кустарниковой местности. Имаго питаются соками растений, главным образом, из генеративных органов и семян (Белова и др., 2008). Нимфы питаются листьями различных широколиственных растений. Кормовыми растениями являются растения семейств: березовых (ольха черная, береза, лещина), буковых (дуб), розовых (боярышник однопестичный, рябина), ивовых (осина), липовых (липа). В анабиоз впадают в стадии имаго. Весной вскоре после анабиоза начинают спариваться.

Род Листоед (*Chryzomella L.*) Жуки мелких и средних размеров, длина тела 60–100 мм, окраска с металлическим блеском или темная. Личинки открыто обитают на растительности, питаясь листьями или развиваясь в почве, объедая корешки. Жуки обгрызают листья, часто встречаются на травах, лиственных деревьях и кустарниках (Горностаев, 1970). Окукливаются в почве или на растениях, реже на стеблях и листьях.

Семейство Щелкуны (*Elateridae Leach.*) Жуки небольших и средних размеров от 0,9 до 7,5 см, тело продолговато-плоское. Щелкуны населяют самые разнообразные биотопы: леса и луга различного состава, обычны на вырубках, опушках и полях. Расте-

тельноядные жуки встречаются в травостое, на цветущих травах и кустарниках. Развитие щелкунов многолетнее. Личинки щелкунов (проволочники) развиваются в почве и подстилке или гнилой древесине. Личинки всеядны.

Род Скорпионница (*Panopra* L.). Небольшие насекомые, длина тела 9–25 мм. Летают медленно и неуклюже. Попадают на растительности или среди опавшей листвы, чаще во влажных лесах. Превращение полное. Личинки (как и взрослые) питаются гниющими растительными остатками, мертвыми беспозвоночными (Горностаев, 1970). В рацион скорпионниц входит также и сок ягодных кустарников.

Род Златоглазка (*Chrysopa* Leach.). Род двукрылых из семейства слепней (Tabanidae). Насекомые средних размеров (длина тела – 8 мм) с тонким и длинным брюшком. Яйца прикрепляются к субстрату на длинном стебельке; личинки живут открыто на растительности; питаются различными насекомыми – тлями, листо-блошками. Взрослые летают медленно и неохотно, чаще сидят на листьях деревьев и кустарников.

Род Жужелица (*Carabus* Thoms.). Крупные с металлическим блеском жуки, с удлинёнными надкрыльями и обычно недоразвитыми крыльями (не летают). Типичные наземные обитатели, жизнедеятельность которых связана с лесной подстилкой или верхними слоями почвы. Личинки и взрослые питаются всевозможными беспозвоночными – насекомыми и их личинками, сухопутными моллюсками, дождевыми червями (Горностаев, 1970).

Род Навозник (*Abhodus*). Длина тела 6–12 мм. Личинки и жуки обычны в кучах помета, реже встречаются в гниющих растительных остатках.

Род Слепень (*Tabanus* L.). Средней величины или крупные мухи (6–30 мм), которые в фазе имаго питаются кровью животных и человека (Нарчук, 2003). Кровью питаются только самки; самцы потребляют растительные соки (Горностаев, 1970). Личинки живут среди водной растительности, в придонном слое ила, во влажной почве. Личинки – активные хищники; питаются различными беспозвоночными (моллюсками, червями, личинками насекомых) или разлагающимися органическими веществами (Белова и др., 2008).

Отряд Стрекозы (*Odonata* Fabricius). Крупные насекомые,

длина тела не менее 30 мм. Стрекозы – отряд насекомых с неполным превращением. Их личинки развиваются в воде в водоемах различного типа. Личиночное развитие продолжается от нескольких месяцев до нескольких лет. Имаго живут, как правило, 1,5–2 месяца (Белышев, 1973). Стрекозы на всех стадиях развития – хищники. Личинки питаются различными водными беспозвоночными, преимущественно личинками поденок, комаров, а имаго – летающими насекомыми, играют важную роль в регуляции численности кровососущих насекомых (Белышев, 1973а).

1.4. Сбор материала, его обработка и определение ртути в образцах

В каждом исследуемом биотопе закладывался почвенный разрез, проводилось морфологическое описание его профиля и лесорастительных условий. Пробы почв с каждого горизонта отбирали в мае 2009 г. Весной и осенью этого же года с площадок (на глубине не более 20 см) собирали дождевых червей. В настоящем исследовании видовую принадлежность животных не определяли, т.к. в первую очередь нас интересовала роль дождевых червей в процессах миграции ртути по пищевым сетям наземных экосистем. Концентрацию ртути измеряли без предварительного удаления комков земли из пищевода животных, чтобы максимально приблизиться к естественным условиям, при которых происходит их потребление организмами более высоких трофических уровней, в частности, представителями отряда насекомоядных. Поскольку пищеварительная система червей дифференцирована по морфофункциональным особенностям, считали целесообразным определять содержание Hg отдельно в области переднего (глотка, пищевод, зоб, желудок) и заднего участков (задняя кишка), а также в средних сегментах (средняя кишка) каждого беспозвоночного (Зеликман, 1969). Сбор насекомых осуществлялся с помощью энтомологического сачка, методом кошения.

Представителей массовых видов мелких млекопитающих отлавливали с помощью ловушек (или давилок) Геро (методы ловушко-линий в модификации В.К. Кучерука (1963) на стандартную приманку – хлеб, обжаренный в подсолнечном масле. Насекомоядных отлавливали во всех вышеперечисленных биотопах, но в вы-

борках из ольшаника 2008 г. и 2009 г., а также из прибрежных кустарниковых зарослей в 2010 г. количество отловленных животных было недостаточным для статистического анализа ($n \leq 5$). Грызунов отлавливали на суходольном лугу, в пойменном ольшанике и сыром лесу, на берегу реки они попадались в единичных случаях и не учитывались при анализе. В каждом биотопе выставляли по 30 давилок в одну линию через каждые 5 м друг от друга. Отлов обыкновенной бурозубки производили в 2008–2010 гг., а рыжей полевки – в 2010 г.

После измерения массы и определения пола зверька пробы различных органов (печень, почки, мышцы, мозг, стенки кишечника, химус) помещали в полиэтиленовые пакеты, замораживали и хранили при температуре -4 – 16 °С. Сохранность отдельных органов при таком методе отлова не всегда позволяла взять для анализа пробы всех органов от каждого животного. Перед анализом пробы почвы, беспозвоночных и органов мелких млекопитающих высушивались до постоянного веса при температуре 39 – 40 °С.

Пробы органов хищных млекопитающих извлекали из тушек животных, полученных от охотников районных охотничьих хозяйств и объединений, имеющих лицензию на их добычу. Кроме того, были проанализированы несколько экземпляров животных, погибших в рыболовных сетях, ловушках, установленных в курятниках, или сбитых автотранспортом. После измерения массы тушки (без шкуры) и определения пола пробы различных органов и тканей (печень, почки, мышцы, мозг, селезенка, стенки средней части кишки и ее содержимого) помещали в полиэтиленовые пакеты, замораживали и хранили при температуре -16 °С.

Сбор материала органов хищных млекопитающих семейства куньих: ласки, горностая, хоря лесного, куницы лесной, норки американской, барсука (*Meles meles*), осуществлялся в 7 районах Вологодской области (рис. 2), различающихся природно-климатическими условиями (гидрографическими особенностями, увлажнением, количеством осадков) и степенью развития промышленности: Череповецком, Кадуйском, Белозерском, Вашкинском, Устюженском, Вожегодском и Никольском (табл. 1). Сбор материала органов хищных млекопитающих семейства псовых (собаки енотовидной и лисицы обыкновенной) осуществлялся только в Череповецком районе (рис. 3).

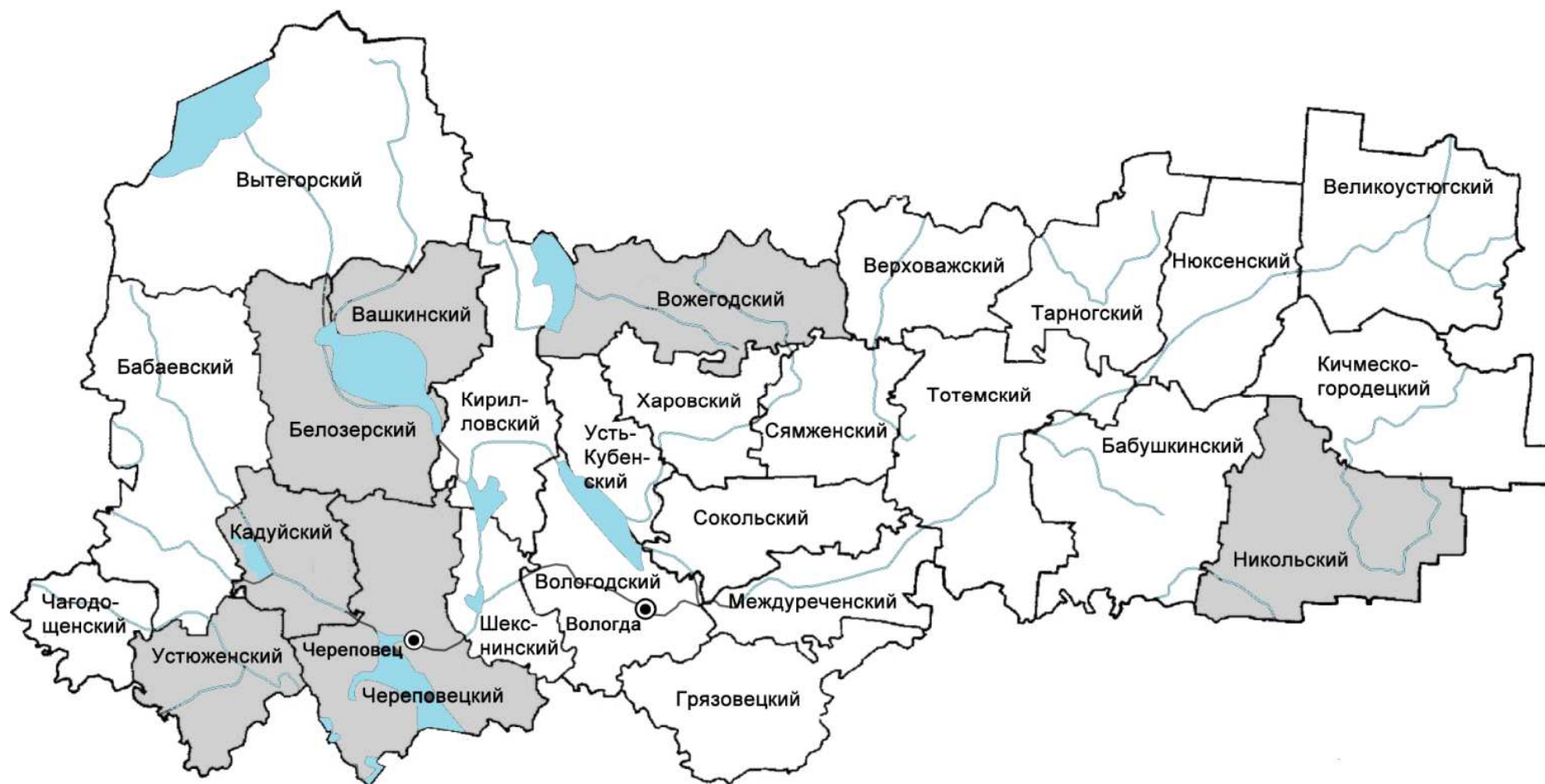


Рис. 2. Карта-схема Вологодской области с указанием крупных водных объектов и районов (выделено цветом), где проводился сбор хищных млекопитающих

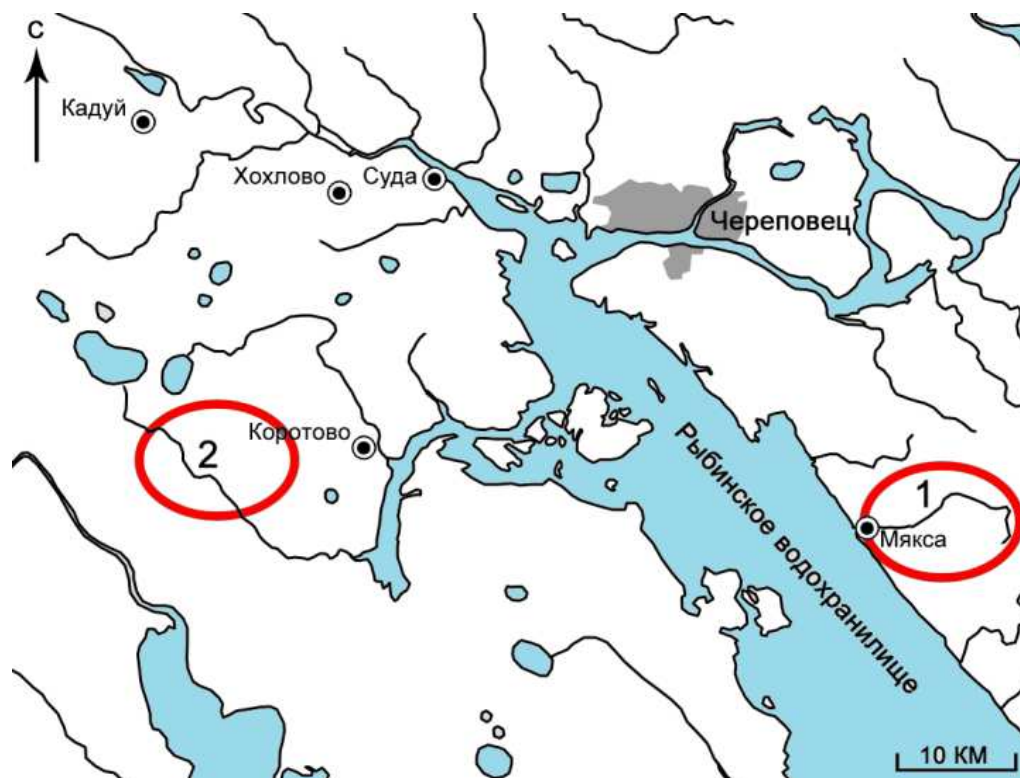


Рис. 3. Карта-схема Череповецкого района с указанием мест отлова енотовидных собак: 1 – Мяксинское охотничье хозяйство; 2 – Коротовское охотничье хозяйство

Разная степень сохранности тушек не позволила в некоторых случаях определить массу тела животного и отобрать для анализа все необходимые органы.

У лисиц и норок клеточного содержания, выращенных в зверохозяйстве ЗАО «Пряжинское» (Республика Карелия), образцы органов (печень, почки, мышцы, мозг) отбирали в период планового забоя животных. Пробы были предоставлены ГБНУ «Институт биологии КНЦ».

За период исследования на содержание ртути проанализировано 1815 проб разных компонентов наземных экосистем (табл. 2).

Таблица 2

**Объекты анализа на содержание Hg и других тяжелых металлов,
проведенного в ходе работы**

	Объект	Место сбора	Количество	
			особей	проб
Природа	Почва	Биотопы лесопар- ка «Зеленая роща», г. Череповец		45
	Дождевые черви (<i>Oligochaeta</i> , <i>Lumbricidae</i>)		98	296
	Насекомые (<i>Insecta</i>)		198	230
	Рыжая полевка (<i>Clethrionomys glareolus</i>)		52	155
	Обыкновенная бурозубка (<i>Sorex araneus</i>)		106	374
	Енотовидная собака (<i>Nyctereutes procyonoides</i>)	Череповецкий р-н	14	67
	Обыкновенная лисица (<i>Vulpes vulpes</i>)		6	20
	Ласка (<i>Mustela nivalis</i>)	Череповецкий, Кадуйский, Белозерский, Вашкинский, Устюженский, Вожегодский, Никольский р-ны Вологодской обл.	12	49
	Горностай (<i>M. erminea</i>)		6	27
	Лесная куница (<i>Martes martes</i>)		64	280
	Лесной хорь (<i>M. putorius</i>)		7	36
	Американская норка (<i>Neovison vison</i>)		10	54
	Енотовидная собака		14	67
	Обыкновенная лисица		6	20
	Другие виды млекопитающих		7	29
Ферма	Американская норка	Звероферма «Пря- жинское», Республика Каре- лия	12	36
	Обыкновенная лисица		10	30
Итого			605	1815

В 2008 г. определение концентраций ртути в органах бурозубок методом холодного пара на анализаторе ртути Юлия-5К (нижний предел обнаружения ртути в образцах – 0,002 мг/дм³) проводили в интегральных пробах, отобранных от 3–4 особей одного возраста и пола, т.к. для индивидуального анализа чувствительность прибора была недостаточной. Навеску 1–2 г после взвешивания заливали (в стеклянном стаканчике) смесью азотной кислоты и перекиси водо-

рода 1:1 (мокрое сжигание или мокрое озоление пробы) (FAO/SIDA, 1983). После мокрого сжигания раствор охлаждали и разбавляли до 25 мл дистиллированной водой. 1–2 мл полученного раствора анализировали на предмет общего содержания ртути. В качестве восстановителя применяли двуххлористое олово. В каждой серии определений обязательно была и холостая проба.

В 2009–2011 гг. содержание ртути во всех образцах (почвах, органах животных) определяли на ртутном анализаторе РА-915+ с приставкой ПИРО (Люмэкс) атомно-абсорбционным методом холодного пара без предварительной пробоподготовки (нижний предел обнаружения ртути в образцах 0,001 мг/кг). Диапазон измерений более трех порядков, верхняя его граница – 5 мг/кг. Для этого анализатора, использующего прямое сжигание, образцы не требовали какой-либо обработки или разложения. Пробы почв и биологических объектов массой 10–50 мг помещали на кварцевый дозатор и переносили в ячейку термоллиза для определения общего содержания ртути. Сжигание проб проводилось при температуре 300 °С в течение 1–2 минут. Точность аналитических методов измерения контролировали с использованием сертифицированного биологического материала DORM-2 и DOLM-2 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада) и стандартных образцов почвы (ГСО СДПС 2498-83, 2499-83, 2500-83).

1.5. Определение содержания Cd, Zn, Pb, Cu в образцах

Анализ содержания тяжелых металлов в образцах (почвы, органах мелких и хищных млекопитающих) проводился на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой ELAN DRC-e,7 методом TotalQuant Analysis. Калибровка прибора выполнялась с использованием многоэлементного стандартного раствора № 3 от PerkinElmer в качестве внешнего стандарта, а в качестве внутреннего использовался индий (до концентрации 10 мкг/л).

1.6. Статистическая обработка данных

Статистический анализ данных проводили с помощью пакета программ STATGRAPHICS Plus 2.1 и STATISTICA Release 7. Результаты представляли в виде средних значений и их ошибок ($\bar{x} \pm m\bar{x}$). Достоверность различий оценивали, используя метод дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест) при уровне значимости $p \leq 0,05$ (Sokal et al., 1995). Для определения корреляционных связей между количеством металла в разных парах органов животных, а также зависимости количества металла в органах животных от содержания ртути в почве и природно-климатических особенностей их местообитания, значения которых не имеют нормального распределения (Shapiro-Wilk test), использовали непараметрический коэффициент Спирмена ($r_s, p < 0,05$).



Мелкие млекопитающие, куньи и псовые околотовных территорий Вологодской области

Как показывает анализ литературы по распространению млекопитающих России (Барышников и др., 1981; Павлинов, Россолимо, 1987; Павлинов и др., 2002), на территории Вологодской области обитает 64 вида млекопитающих. Из них 45 видов мелких и средних по размеру животных, ведущих наземный образ жизни, в той или иной степени связаны с околотовными территориями.

2.1. Отряд Насекомоядные

Класс Mammalia Linnaeus, 1758 – Млекопитающие
Подкласс Eutheria Gill, 1872
Отряд Insectivora Bowdich, 1821 – Насекомоядные
Семейство Erinaceidae Fisher von Waldheim, 1817 – Ежовые
Подсемейство Erinaceinae Fisher von Waldheim, 1817
Триба Erinaceini Fisher von Waldheim, 1817
Род Erinaceus Linnaeus, 1758 – Ежи
Подрод Erinaceus Linnaeus, 1758 – Обыкновенные ежи
Erinaceus (Erinaceus) europaeus Linnaeus, 1758 – Обыкновенный еж

На территории Вологодской области проходит северная граница распространения ежа примерно по 60-й параллели северной широты (Савинов, 1958). На территории области, лежащей южнее этой границы, плотность населения ежа неодинаковая. В северо-западных и северных районах плотность населения средняя, в восточных и юго-восточных районах – наименьшая, в южных – также средняя, при этом в сопоставлении со всем ареалом вида численность ежа в целом невысокая.

В пределах Вологодской области ежи живут в смешанных лесах, предпочитая сильно разреженные и сухие участки лесов, опушки и суходольные луга. Густых и болотистых лесов они избегают. Всюду регулярно посещают участки береговой линии водоемов. Как и в Дарвинском заповеднике (Калецкая, 1953), на большей части территории Вологодской области ежи часто посещают огороды и сады не только в сельской местности, но в пригородной зоне. Весной, в годы после малоснежных зим, в наиболее благоприятных местообитаниях регулярно находят остатки погибших ежей. В такие годы встречаемость остатков в окрестностях г. Череповца может достигать 3 экз./км маршрута. Во второй половине лета можно зарегистрировать 1–2 особи на 5 км учетного маршрута (0,5–1 экз./10 км).

Пробуждение ежей от зимней спячки происходит в апреле-мае. В 1990–2000-х годах в окрестностях г. Череповца первые бодрствующие ежи встречались в середине-конце апреля, в зависимости от сроков наступления весны. Ранее в окрестностях г. Вологды это происходило 5–10 мая (Соколова, 1934 по: Савинов, Лобанов, 1958). В условиях района исследований ежи не роют нор, устраивают гнезда в естественных углублениях или нишах под валежинами, кучами хвороста, в густых зарослях кустарников, выстилают их сухими листьями и мхом и прикрывают сверху слоем сухой травы и листвы. В окрестностях г. Вологды и г. Череповца самок с детенышами можно наблюдать в конце июня–первой половине июля. В выводках бывает 3–8 ежат. Молодые ежата, приступившие к самостоятельной жизни, отмечаются с середины августа. Они достигают размеров взрослых особей лишь на втором году жизни. Погружение в зимнее оцепенение у ежа происходит, видимо, как и на большей части европейского ареала вида, в конце сентября.

Ежи питаются разнообразными мелкими животными: насекомыми, дождевыми червями, лягушками, ящерицами, мелкими птицами и мышевидными грызунами (Гуреев, 1979). В значительном количестве они поедают ягоды. В желудках пяти погибших под ко-

лесами автомобилей особей были найдены костные остатки амфибий (60 % от общей массы остатков), насекомых (38 %), а также костные остатки и шерсть обыкновенной полевки (2 %).

Врагами ежей являются филин, лисица, реже – бродячие собаки. Маленьких ежей ловят крупные виды сов и коршуны. У одной норы лисицы в окрестностях г. Череповца ежегодно находили от 2 до 6 шкурок съеденных взрослых ежей. Весной и в конце лета немало ежей гибнет под колесами автотранспорта, их остатки утилизируют представители врановых и чайковых птиц.

Семейство Talpidae Fisher von Waldheim, 1817 – Кротовые
Подсемейство Desmaninae Thomas, 1912 – Выхухолевые
Триба Desmanini Gureev
Род Desmana Gueldenstaedt, 1777 – Выхухоли
Desmana moschata Linnaeus, 1758 – Русский выхухоль

Русский выхухоль – самый крупный представитель насекомоядных, хорошо приспособленный к полуводному образу жизни. Численность выхухоля сильно сократилась в XX столетии (Гурев, 1979), и на территории Вологодской области это очень редкий охраняемый зверь, который еще может быть найден только на самом юге области.

Подсемейство Talpinae Fisher von Waldheim, 1817
Триба Talpini Fisher von Waldheim, 1817
Род Talpa Linnaeus, 1758 – Кроты
Talpa europaea Linnaeus, 1758 – Крот европейский

Длина тела крота составляет 18–26 см, длина хвоста – 2–4,8 см, масса тела – 170–315 г.

Многочисленный и неравномерно распределенный вид. В Вологодской области крот селится в разных местообитаниях. Учеты относительной численности крота, проводившиеся без изъятия жи-

вотных из природы путем подсчета их постоянных ходов в гумусовом слое почвы на маршрутах различной протяженности с последующим пересчетом на 1 км (Новиков, 1949; Поддубная, 1995), позволили выявить предпочитаемые местообитания: лиственные и смешанные леса, луга на возвышениях недалеко от рек и озер, являющиеся также местами переживания неблагоприятных условий во время разливов рек. В этих стациях число жилых ходов крота составляет от 5 до 12,5 на 1 км маршрута. Практически отсутствует крот на болотах и в темнохвойных лесах.

Многолетние изменения численности крота связаны с двумя параметрами среды: промерзанием почвы в осенне-зимний период и интенсивными (проливными) дождями в весенне-осенний период (Поддубная, 1995). Ранее Савиновым (1958) также отмечалось сокращение населения крота в связи с пересыханием почвы. Амплитуда колебаний численности тем больше, чем глубже промерзание почвы. Особенно тяжелые условия складываются в зимы с частыми продолжительными оттепелями, а затем с последующими сильными морозами. Пропитывание водой верхних слоев почвы и их промерзание как в низинных участках, так и на возвышениях приводит к непосредственной гибели кротов, как это имело место в 1953–1954 гг. (Савинов, 1958). Наиболее благоприятными являются многоснежные зимы со слабым промерзанием почвы, например, зимы 2010–2011 гг. и 2011–2012 гг., когда после появления первых проталин и последовавшим за ними обновлением кротовин их число было максимальным за последнее десятилетие – 5–7 на 1 км. Снижение численности тем больше, чем чаще идут проливные дожди в весенне-осенний период, как это установлено и для популяций на юге российского Дальнего Востока (Поддубная, 1995). Так, после каждого сильного дождя в оптимальных местах обитания регистрируются 1–2 погибшие особи на 5 км маршрута. После подъема численности популяция может сокращаться и вследствие высокой зараженности зверьков гельминтами (Савинов, 1958). Сезонные изменения численности обычно характеризуются снижением к началу весны (1–2 жилых поверхностных хода на 1 км) и

подъемом в июне (3–4 хода на 1 км), когда молодые зверьки начинают переходить к самостоятельной жизни. Увеличение числа поверхностных ходов особенно заметно в середине июля, когда сеголетки всех размножавшихся самок становятся самостоятельными.

Ведя подземный роющий образ жизни, крот обычно оказывается на поверхности, если на пути встречается сильно уплотненный грунт (проселочные и другие дороги). Следует отметить, что на территории Вологодской области кроты сразу же после весеннего паводка восстанавливают свои ходы у самого берега водоемов (Калецкая, 1953), роя их в переувлажненном и даже полужидком грунте. В конце лета – начале осени кроты роют ходы второго типа на глубине 10–20 см, выбрасывая на поверхность землю в виде небольших холмиков – бутанчиков, или кротовин.

Крот питается дождевыми червями, насекомыми и их личинками, нередко он поедает также лягушек (Савинов, 1958). Иногда поедает детенышей землероек и мышевидных грызунов.

Из-за скрытого образа жизни у кротов мало врагов. Иногда их поедают хори, горностаи и ласки, а из птиц – совы, вороны и канюки.

Семейство Soricidae Fisher von Waldheim, 1817 – Землеройковые

Подсемейство Soricinae Fisher von Waldheim, 1817

Род *Sorex* Linnaeus, 1758 – Землеройки-бурозубки

Sorex araneus Linnaeus, 1758 – Обыкновенная бурозубка

Длина тела 54–80 мм, длина хвоста 34–46 мм, вес 4–16 г (Ивантер, 2008; наши данные, $n = 186$). Продолжительность жизни в среднем 12–15 месяцев. Площадь индивидуального участка от 400 до 1500 м² (Млекопитающие... 1999).

Это обычный многочисленный вид на всей территории Вологодской области. В общих уловах землероек в Череповецком районе средняя бурозубка составила в среднем за 10 лет 63,7 %, а в общих уловах мелких млекопитающих уступала только рыжей полевке. В Дарвинском заповеднике бурозубки обычно составляют более 50 % в уловах мелких млекопитающих как канавками (Калецкая, 1953), так и мышеловками (Шахова, 2009).

Эвритопна. Найдена нами во всех лесных сообществах. Наиболее благоприятными для обитания средней бурозубки являются лиственные и хвойно-лиственные леса, реже еловые леса (Богачев и Дукельская, 1937 по: Савинов, Лобанов, 1958) с хорошо развитым травянистым покровом и с подстилкой из опавших листьев. Может встречаться на пойменных лугах с кустарником, на полях, огородах, в различных хозяйственных постройках и даже в жилых домах. Распределение бурозубок по станциям зависит от количества основного корма – членистоногих, а также от наличия укрытий. Среднегодовой показатель обилия вида может достигать 18 особ./100 к-с.

Основу питания составляют насекомые и их личинки (80,5 %), а также дождевые черви (до 58 %). В объектах питания среди насекомых преобладают жесткокрылые (57 %): долгоносики, листоеды, хрущи, жужелицы, навозники, мертвоеды, а также некоторые двукрылые (14 %) и перепончатокрылые (3 %). Кроме того, в пище встречаются пауки (4,4 %), моллюски (2,8 %), иногда лягушки, ящерицы и мелкие млекопитающие. Растительная пища может играть существенную роль (до 16 %), в основном это семена хвойных (Долгов, 1985). Но, как показали наши исследования на территории Череповецкого района, этот корм довольно редко используется обыкновенной бурозубкой (Черняева, Поддубная, 2010). Состав кормов соответствует составу беспозвоночных данного биотопа, меняется по годам в зависимости от метеопараметров года и численности отдельных видов беспозвоночных животных. В первую очередь поедаются наиболее доступные и многочисленные группы насекомых (Ивантер и др., 1973). Суточный рацион бурозубки равен 140–200 % веса тела (Тупикова, 1949; Новиков и др., 1970). Кроме членистоногих бурозубки поедают моллюсков и молодых лягушек, полевок и лесных мышей.

Численность бурозубок значительно меняется по годам. В течение двух лет обилие животных в августе-сентябре может различаться в 3–6 раз. Такие значительные вариации численности этих животных зависят прежде всего от метеорологических параметров зимовки, т.к. сильное промерзание почвы затрудняет добывание корма, и от характера весны в период выкармливания весеннего

помета, как это было установлено для юга Приморского края (Поддубная, 1995). В многолетней динамике населения этого вида бурозубок в 2000-е годы прослеживалось двухлетнее чередование стадий: подъем и спад.

Обыкновенная бурозубка может стать жертвой кротов, ежей (Савинов, 1958), домашних кошек, хорьков, куниц и другие хищников. Нередко хищные животные (в частности, птицы) убивают бурозубок, но не всегда съедают их, видимо, из-за сильного мускусного запаха, свойственного всем землеройкам.

Sorex caecutiens Laxmann, 1788 – Средняя бурозубка

Длина тела 58–77 мм, длина хвоста 35,0–45,0 мм, масса тела 4–8,5 г ($n = 63$).

Обычный немногочисленный вид в Вологодской области, как и во всей европейской части России. В общих уловах землероек в Череповецком районе средняя бурозубка составила в среднем за 10 лет 21,6 %. Найдена нами во всех лесных сообществах. Наиболее благоприятными для обитания средней бурозубки являются хвойные и смешанные леса с рыхлой почвой и хорошо развитой подстилкой и моховым напочвенным слоем. При этом мест с глубоким моховым покровом она избегает, как и в других частях ареала (Гуреев, 1979). Ряд авторов (Попов, 1960; Ивантер, 1978) указывали, что средняя бурозубка тяготеет к сосновым лесам со средней увлажненностью и к смешанным хвойно-широколиственным лесам. На Валдае она предпочитает сфагново-долгомошные сосняки-брусничники и ельники-кисличники (Шварц и др., 1972). В таких же лесах на Вологодчине нами отмечалась ее наибольшая численность, среднегодовой показатель обилия может достигать здесь 6 особ./100 к-с. Но ни в одном из обследованных биотопов она не доминировала над обыкновенной бурозубкой.

Размножение средней бурозубки в разные годы начинается в конце марта – середине апреля. В третьей декаде мая еще отлавливаются лактирующие и беременные самки. Уже в конце мая – пер-

вой декаде июня в конусы и мышеловки начинают попадать молодые зверьки, приступившие к самостоятельной жизни. Массовое появление сеголеток в отловах происходит в середине июня. Если сроки выкармливания у этого вида такие же, как у обыкновенной бурозубки (22 дня) (Соколова, 1952 по: Савинов, Лобанов, 1958), то рождение молодых особей первой генерации должно происходить в первой половине мая. Размножение продолжается в течение всего теплого сезона и, видимо, заканчивается к середине сентября – именно в это время отлавливались последние кормящие самки.

Средняя бурозубка питается, главным образом, беспозвоночными с мягкими покровами: пауками, личинками щелкунов и т.п.; зимой поедает также семена хвойных растений.

Эта бурозубка может стать жертвой хорьков, куниц и других хищников, включая птиц.

Sorex minutus Linnaeus, 1758 – Малая бурозубка

Длина тела 38–59 мм, длина хвоста 33–50 мм (Гуреев, 1979; наши данные, $n = 14$).

Обычный, но малочисленный вид. Малая бурозубка распространена на всей территории Вологодской области. Предпочитает леса с сильно развитым травянистым покровом и высокой и средней влажностью почвы, встречается и в сухих местообитаниях, на лугах, в агроландшафте, в основном вблизи огородов, садов, построек. Однако численность этого вида значительно меньше, чем численность средней бурозубки. Хотя в некоторых местах ее население может быть больше, чем у средней бурозубки, как это отмечалось М.Л. Калецкой (1953) в Дарвинском заповеднике в 1948–1951 гг. В наших общих уловах землероек эта бурозубка составила за 10 лет 4,8 %.

Питается малая бурозубка мелкими с мягкими покровами беспозвоночными, находящимися на разных стадиях развития, малощетинковыми червями, моллюсками (Гуреев, 1979). Корм добывает в основном с поверхности почвы и в лесной подстилке.

Малая бурозубка может поедаться хорьками, куницами, енотовидными собаками, хищными птицами.

Sorex minutissimus Zimmermann, 1780 – Крошечная бурозубка

Длина тела 38–53 мм, длина хвоста 20–31 мм (Гуреев, 1979; наши данные, $n = 9$).

Это самый мелкий представитель насекомоядных Вологодской области. Обычный немногочисленный вид. В южных районах Вологодской области крошечная бурозубка отлавливается ежегодно, но не во всех местообитаниях. Обитает преимущественно в смешанных лесах. При этом здесь она, по-видимому, распространена не равномерно, а спорадически: ее удавалось ловить на таежных опушках, на границе леса и болота, вблизи от лесных дорог. Показатель ее обилия здесь может составлять в разные годы 1–2 особ./100 к-с. Единичные особи этого вида были добыты в старовозрастном ельнике-кисличнике. Все отловленные нами зверьки были молодыми особями. В общих уловах землероек эта бурозубка составила в среднем за 10 лет 3,1 %.

В районе исследования размножение вида начинается, по-видимому, как и у других бурозубок, в апреле. На это указывает тот факт, что в начале июля отлавливаются неполовозрелые сеголетки, практически достигшие размеров взрослых особей.

Питается крошечная бурозубка мелкими беспозвоночными длиной до 5–6 мм.

Враги у крошечной бурозубки те же, что и у малой.

Sorex isodon Turov, 1924 – Равнозубая бурозубка

Длина тела 63–75 мм, длина хвоста 36–46 мм (Гуреев, 1979; наши данные, $n = 14$).

Обычный, но немногочисленный вид. В Вологодской области встречается повсеместно, но ее доля в уловах землероек в Черепо-

вещком районе составила в среднем за 10 лет лишь 5,8 %. Наиболее благоприятными для обитания равнозубой бурозубки являются пойменные леса с хорошо развитой подстилкой и травянистым покровом.

В районе исследования размножение вида начинается, по-видимому, как и у других бурозубок, в конце марта–апреле. На это указывает тот факт, что в начале июля отлавливаются неполовозрелые сеголетки, практически достигшие размеров взрослых особей.

Питается равнозубая бурозубка самыми разнообразными беспозвоночными.

Враги у равнозубой бурозубки те же, что и у других бурозубок.

Триба Blarinini Stirton, 1930

Подтриба Soriculina Kretzoi, 1965

Род Neomys Kaup, 1829 – Куторы, или водяные землеройки

Neomys fodiens Pennant, 1771 – Кутора обыкновенная

Длина тела 76–87 мм, длина хвоста 60–76 мм (Гуреев, 1979; наши данные, $n = 3$).

Кутора встречается на всей территории области, нигде не бывает многочисленна. Ее доля в уловах землероек составила за 10 лет 1,0 %. Кутора обитает в смешанных и лиственных лесах по берегам водоемов, в полосе до 800 м шириной и заросшей кустарниками и травами. Иногда встречается на удалении в 3 км от ближайшего водоема (Калецкая, 1953). Живет чаще по берегам небольших водоемов (ручьев и малых рек), реже в зарослях вдали от воды. Зимой держится у незамерзающих участков.

Размножается, по-видимому, в течение всего теплого сезона. У погибшей во время июльского ливня особи были найдены 4 эмбриона.

Кутора добывает пищу как в воде, так и на берегу. Питается она как водными животными (моллюсками, икрой рыб, 1–3-летними лягушками и мелкой рыбой), так и наземными (дождевыми червями, насекомыми и их личинками, детенышами грызунов). Может поедать и семена трав.

Остатки куторы обнаруживались нами в экскрементах американской норки и енотовидной собаки. Она может становиться жертвой и других хищников.

2.2. Отряд Грызуны

Отряд Rodentia Bowdich, 1821 – Грызуны

Подотряд Sciuromorpha Brandt, 1855 – Белкообразные

Семейство Pteromyidae Anderson, 1879 (=Petauristidae Miller, 1912) –
Летяговые

Род Pteromys G. Cuvier, 1817 – Летяги

Pteromys volans Linnaeus, 1758 – Летяга (летучая белка)

Длина тела 13–20 см, длина хвоста 10–18 см, масса тела – 130–170 г.

Обычный и, видимо, немногочисленный вид на территории Вологодской области. Летяга поселяется в смешанных, но высокоствольных участках лесов с преобладанием лиственных пород (березы, осины, ольхи и др.). В северных районах летяга придерживается речных долин (Савинов, 1958). Гнездо летяга устраивает в дуплах деревьев, выдолбленных дятлами. Иногда она поселяется в старых беличьих и птичьих гнездах. Интересно, что в Дарвинском заповеднике, где мало дуплистых деревьев, в феврале 1949 г. были найдены гнезда летяги в двух скворечниках, вешенных в ольшанике (Калецкая, 1953).

Ведет древесный образ жизни. Размножаются летяги, по-видимому, один раз в год, принося не более четырех детенышей. В спячку не впадают.

Питается летяга сережками, шишечками, почками и молодыми концевыми побегами лиственных пород (ивы, ольхи, реже осины), молодыми иглами и побегами хвойных, ягодами рябины и красной смородины и некоторыми другими растительными кормами, грибами, семенами березы. На зиму она делает запасы корма.

Остатки костей и шерсти летяги обнаруживались нами неоднократно в экскрементах лесной куницы.

Семейство Sciuridae Gray, 1821 – Беличьи

Подсемейство Sciurinae Thomas, 1896 – Древесные беличьи

Род Sciurus Linnaeus, 1758 – Белки

Sciurus (Sciurus) vulgaris Linnaeus, 1758 – Обыкновенная белка (векша)

Длина тела белки 19,5–28 см, длина хвоста 13–19 см, масса тела 250–340 г.

Обыкновенная белка встречается на всей территории области. Белка – типичный обитатель леса. Она селится в высокоствольных многоярусных хвойных и смешанных лесах. Гнезда свои она устраивает на ветвях деревьев или в дуплах. В высокоствольных чисто хвойных лесах нашей области белки предпочитают делать гнезда на высоких елях или соснах, помещая их на высоте от 2 до 20 м от земли, обычно в развилке сучьев. При этом выбираются такие деревья, которые растут вблизи опушки или поляны, т.к. в этом месте кроны деревьев особенно густые.

Белки, обитающие в смешанном лесу, поселяются иногда в дуплах деревьев, но и здесь они предпочитают все-таки делать «гайно».

Белка ведет дневной образ жизни. Летом она особенно деятельна в утренние, предвечерние и вечерние часы. В середине дня зверек отдыхает в гнезде или прячется в тени густых сучьев. Лишь изредка его можно видеть и среди дня. Ночью до восхода солнца белка также отдыхает. По мере приближения осени дневной отдых сокращается. Зимой же белка кормится в течение всего короткого зимнего дня. Питается белка семенами ели и сосны, различными грибами, почками и побегами хвойных и лиственных деревьев, сережками, распутившимися листочками, ягодами, муравьями, жуками, бабочками и их гусеницами и куколками. Белка пьет сок березы, прокусывая кору веток. Главным же кормом ее являются семена хвойных.

Весной белки кормятся семенами из шишек, сбитых на землю ветром или птицами. Шишки-падалицы остаются одним из основных кормов и в летний период. К ним прибавляются ягоды и грибы. В желудках белок, добытых летом, находят насекомых. Зимой корм белок более однообразен и состоит почти исключительно из семян ели. Семенами сосен белка кормится только при недостатке других более питательных кормов. Когда случаются неурожаи семян хвойных, белки начинают питаться грибами. Например, осенью 1948-го и 1949 г., когда урожаи семян хвойных в Дарвинском заповеднике были очень низкими, не встречалось почти ни одного белого гриба, не погрызенного белкой. К осени белки начинают заготавливать грибы на зиму, накалывая их на сучки, укрепляя в развилке веток или за отставшей корой дерева.

Наиболее питательны из всех поедаемых белкой кормов семена хвойных, которые содержат до 35 % жиров и свыше 15 % белков от веса сухого вещества. В зависимости от сезонной смены кормовых условий в различных местах обитания изменяются и уголья, занимаемые белкой. Конкурентами белки являются мышевидные грызуны, а в восточных районах бурундуки, дятлы, клесты, кедровки, кукушки. Перечисленные животные частично питаются теми же кормами, что и белки.

Значение различных конкурентов для белки, живущей в Вологодской области, и полнота использования ими урожая шишек изучались Д.Н. Даниловым (1938). Работа эта проводилась в Харовском районе области в октябре 1938 г. При этом учет касался использования урожая шишек предшествующего 1937 г., которым белки и другие животные питались вторую половину 1937 г. и в течение девяти месяцев 1938 г., т.к. урожай шишек ели в 1938 г. был ничтожным. Необходимо отметить, что численность белки в 1937 г. была низкой, а в 1938 г. – средней. В то же время численность мышевидных грызунов была высокой. В годы массового размножения лесных мышевидных грызунов последние оказывают косвенный вред белке, поедая начисто семена в упавших шишках (Савинов, 1958). В 1990–2010-е гг. больших пиков численности мышевидных грызунов не отмечалось.

Особенно тяжелыми для белки являются годы, когда полные неурожаи семян ели следуют два-три года подряд и совпадают с таким же неурожаем семян сосны и слабым урожаем грибов и других второстепенных кормов. В такие годы численность белки сильно сокращается. Зверьки бывают вынуждены из-за недостатка кормов перекочевывать (мигрировать) из одних лесов в другие, иногда на расстояние в 350–450 км. Летние перекочевки, вызываемые другими причинами (лесными пожарами, засухой), случаются реже и имеют меньший масштаб. Белки, вынужденные из-за бескормицы перекочевывать, чаще идут в одиночку, чем группами, но придерживаются при этом общего направления передвижения. Передвигаются они со скоростью хода человека. Зверьки идут фронтом, ширина которого может достигать более 100 км. Движение белки через определенные пункты может иногда продолжаться в течение двух месяцев. Такие события наблюдались в южных районах Вологодской области в осенний период 2010 г. и весной 2011 г. Небольшое количество особей осело на территории г. Череповца в основном в парках города, входящих в прибрежную полосу р. Ягорбы и р. Шексны. Ранее подобные миграции через г. Вологду наблюдали в 1920-м и 1935 г. (Савинов, 1958). В 2000-е гг. основной причиной их перекочевок явился очень низкий урожай семян ели, как это отмечалось И.Д. Кирис (1956). Миграции белки наблюдаются как при высокой, так и при средней и низкой их численности и при различной плотности. Начало миграции в малокормные годы, как правило, совпадает с периодом выхода из материнских гнезд и расселения бельчат весеннего выводка (конец июня и первая половина июля). Из бедных кормами участков леса зверьки переходят в соседние уголья, и если они находят пищу и укрытия, то останавливаются здесь. Если же и здесь нет необходимого количества кормов, белки переходят на новые участки. Периодичность миграций может составлять 3–4 года (Савинов, 1958).

Численность белки подвержена значительным колебаниям, что связано главным образом с урожайностью семян хвойных в лесу.

Годы обильного плодоношения хвойных, чередующиеся с неурожайными годами, повторяются через 2–10 лет. На территории Вологодской области это наблюдается через 5–6 лет (Савинов, 1958). Второй причиной изменения численности белок являются заболевания, вызываемые паразитическими червями и микроорганизмами. Эти болезни нередко ведут к непосредственной гибели белок и, ослабляя организм, делают их более доступными для хищников. Состояние погоды также влияет на изменение численности, но не прямо, а косвенно, поскольку заморозки, дожди, засухи сказываются на урожае семян растений.

Сроки размножения белок находятся в прямой зависимости от географической широты местности, климатических и кормовых условий. В Вологодской области первый гон у белок обычно происходит весной, в половине марта и в апреле. В каждом помете бывает в среднем от 3 до 5 бельчат. В возрасте 2 месяцев они становятся вполне самостоятельными и покидают гнездо. Второй гон начинается примерно тогда, когда у самки в гнезде находятся 45–50-дневные бельчата первого помета. Как показало детальное изучение размножения белки, второй помет приносит лишь часть самок. Половой зрелости молодые белки достигают в 6-месячном возрасте.

Главными врагами белки являются лесная куница, ястреб-тетеревятник и сова, но она может становиться жертвой и других хищных млекопитающих и птиц.

Подсемейство Marmotinae Россох, 1923 – Наземные беличьи

Триба Tamini Black, 1963

Род *Tamias* Illiger, 1811 – Бурундуки

Tamias (Eutamias) sibiricus Laxmann, 1769 – Азиатский бурундук

Длина тела 12–17 см, длина хвоста – 7–12 см, масса тела 80–125 г.

На территории Вологодской области бурундуки постоянно встречаются в небольшом количестве лишь в ее восточных районах. Западная граница распространения бурундука в Европейской части России проходит по территории Вологодской области. Бу-

рундуки встречаются в небольшом количестве в направлении с востока на запад в следующих районах: Великоустюгском, Тарногском, Кичменгско-Городецком, Никольском, Нюксенском, Бабушкинском, Верховажском, Тотемском, Междуреченском, Сямженском и Вожегодском. Единичные встречи бурундука регистрируются в Сокольском, Харовском, в Усть-Кубинском, Вологодском, Грязовецком и даже в Вытегорском районах. В первом десятилетии XXI столетия бурундуки стали регулярно отмечаться в центральных районах области. Живут бурундуки в хвойных и смешанных лесах, где они предпочитают держаться участков с валежником и хорошо развитым кустарниковым подростом.

На зиму бурундуки впадают в спячку, которая длится около 6 месяцев и кончается рано весной, когда еще лежит снег. Сразу же после спячки начинается брачный период. Беременность длится 35–40 дней. Самка приносит в одном помете 4–5 детенышей. К 11 месяцам молодые особи становятся способными к размножению. Размножаются бурундуки один раз в год.

Питаются бурундуки ягодами рябины, черемухи, малины, земляники, черники, семенами древесных и травянистых растений (свыше 60 видов, по данным В.И. Телегина, 1969), почками, грибами и иногда насекомыми, моллюсками, мелкими лягушками и ящерицами.

У бурундуков много врагов. Канюки, ястребы, совы, ласки, горностаи, куницы, лисицы, барсуки, медведи и другие хищники уничтожают значительное количество этих зверьков.

Семейство Castoridae Gray, 1921 – Бобровые

Подсемейство Castorinae Gray, 1925

Род *Castor* Linnaeus, 1758 – Бобры

Castor fiber Linnaeus, 1758 – Обыкновенный (речной) бобр

Длина тела бобра достигает 1–1,3 м, длина хвоста – до 30 см, масса тела – до 32 кг.

В настоящее время бобр обитает на всей территории Вологодской области. Восстановление его численности после полного уничтожения в 50-е гг. XIX в. и работ по реакклиматизации, нача-

тых еще в 1948 г., завершилось, видимо, к началу 2000-х гг., когда расселяющиеся особи стали появляться даже в небольших населенных пунктах и городах. В 2011 г. семья бобров поселилась в окрестностях г. Череповца в 500 м от автотрассы федерального значения с большим грузопотоком транспорта. Образование новых бобровых популяций путем саморасселения происходит относительно быстро, и высокая плотность его населения формируется за 25–30 лет (Завьялов и др., 2005).

Бобр населяет берега различных водоемов: тихих медленно текущих небольших лесных речек, стариц и озерков, прудов, водохранилищ, где растут кувшинки и другие водные растения, где по берегам имеются заросли ивняка, осины, березы, рябины и других мягких пород деревьев и трав.

Живут бобры семьями (2–8 животных) или группами в несколько семей. Летом они питаются разнообразными прибрежными травами и водной растительностью. В это время они с охотой едят кувшинку, рогоз, конский щавель, одуванчик, крапиву, таволгу и молодые веточки ивняка. К осени они все больше и больше переходят на питание мелкими ветвями и корой деревьев (ивы, осины, березы, черемухи, рябины), которая к этому времени становится довольно богатой питательными веществами (Савинов, 1958; Завьялов и др., 2005). Зимой бобры питаются также в основном корой и ветвями деревьев, запасенными ими с осени. Ветви и более или менее толстые обрубки деревьев используются ими также и для устройства своих жилищ.

Для того чтобы обеспечить себя питанием и строительным материалом, бобры вынуждены подгрызать растущие близ водоема деревья и валить их. Жилье свое бобры устраивают в норах или строят большие наружные гнезда, называемые хатками. Характер жилища зависит от места обитания. Если бобры живут на водоемах с сухими высокими берегами, они роют норы. Вход в нору устраивается под водой. Входное отверстие ведет в более или менее длинный ход, идущий наклонно вверх. Ход завершается просторной жилой камерой, располагающейся в сухом месте, значительно выше уровня воды, недалеко от поверхности земли так, что по узким

каналам, оставленным сгнившими корнями растений и ходами дождевых червей, в жилую камеру постоянно поступает свежий воздух (Савинов, 1958). Гнездовая камера выстилается сухими травами и древесной стружкой.

Если берега водоема низкие, топкие, болотистые, то бобры строят хатки. Хатки строятся из обрубков дерева, веток, травы, коряг, камней, земли и т.д. Все это цементируется илом, и постройка достигает большой прочности. Снаружи хатка имеет конусовидную или куполовидную форму и может достигать 2 м в высоту и около 6–10 м в основании. Внутри нее на высоте до одного метра над уровнем воды находится гнездовая камера более полуметра в высоту и более полутора метров в ширину. Толщина стенок камеры около 50 см. Она выстлана сухой травой и древесной стружкой и содержится в большой чистоте. Из гнездовой камеры наискось вниз идет ход, открывающийся под водой выходным отверстием.

Если уровень воды в реке сильно меняется, время от времени обнажая входные отверстия жилищ бобров, то они начинают возводить плотины ниже (по течению) своих поселений, обеспечивая постоянный уровень воды вокруг них и делая их недоступными для хищников. Хищники же, ведущие водный образ жизни, не решаются нападать на таких крупных зверей, как бобры. Плотины сооружаются из того же материала, что и хатки, и достигают нескольких десятков метров в длину, поднимая уровень воды на метр и более. Постепенно плотины размываются водой, и бобрам приходится систематически заделывать размываемые места.

Используя древесную растительность в непосредственной близости от воды, бобры все дальше и дальше отходят от водоема за кормом. Облегчая доставку древесины к поселениям, бобры роют каналы (если, конечно, берега достаточно низки), достигающие нескольких десятков метров в длину и 50 см в ширину. По этим каналам они сплавляют поваленные ими деревья к местам построек. Заготавливая корм на зиму, бобры затопляют около жилищ большое количество чурок деревьев, корневищ и стеблей трав. Одна семья бобров может заготовить 10 и более кубометров корма (Савинов, 1958). Зимой активность бобров значительно снижена.

В связи со скрытным водным образом жизни бобры малодоступны хищникам. Лишь выйдя на сушу, они могут подвергаться нападению рысей, волков и росомых. При норном поселении бобров их врагом является медведь. В 1990–2010 гг. сельское население Вологодской области стало добывать бобров с целью употребления в пищу.

Подотряд Hystricomorpha Brandt, 1855 – Дикобразные
Семейство Gliridae Thomas, 1897 – Соневые
Подсемейство Glirinae Thomas, 1897 (=Myoxinae Huxley, 1842, Muscardininae Palmer, 1904)
Род Eliomys Wagner, 1843 – Садовые сони
Eliomys quercinus Linnaeus, 1766 – Садовая соня

Длина тела 115–155 мм, длина хвоста 94–121 мм, масса тела 60–140 г.

На территории Вологодской области обитает только на юге. Населяет лиственные и хвойно-широколиственные леса с преобладанием дуба, клена, липы, кустарниковые заросли. Местами может быть обычным видом в садах и жилищах и хозяйственных постройках человека в населенных пунктах, расположенных в окружении леса. До создания Рыбинского водохранилища была довольно многочисленной в долине р. Мологи (Раевский, Капланов, 1929 по: Савинов, Лобанов, 1958). В Дарвинском заповеднике как в северной, так и в южной его частях сони отлавливались в ловчие канавки и мышеловки, а их экскременты неоднократно обнаруживались на поверхности мышеловок (Калецкая, 1953).

Гнезда устраивает в дуплах старых деревьев, в пнях, в пустотах под упавшими деревьями, в подземных норах. На зиму садовая соня впадает в спячку.

Питается она в основном животной пищей – беспозвоночными и мелкими позвоночными, а также растительной пищей. В желудке одной из сонь в Дарвинском заповеднике были обнаружены ягоды брусники (Калецкая, 1953).

Врагами сони являются в основном совы и кошки, иногда ее остатки находят в экскрементах лесной куницы.

Семейство Dipodidae Waterhouse, 1842 – Тушканчиковые
Подсемейство Sminthinae Murray, 1866 (=Sicistinae J. Allen, 1901)
Род Sicista Gray, 1827 – Мышовки
Sicista betulina Pallas, 1778 – Лесная мышовка

Длина тела 58–74 мм, длина хвоста 85–100 мм, масса тела взрослых особей 7–9 г.

Обычный немногочисленный вид на территории всей области. Лесная мышовка живет в самых разнообразных местах: среди освещенных хвойных или лиственных лесов с большим количеством полусгнивших трухлявых пней, необходимых для устройства жилища, в кустарниках, на полях, на лугах и т.д. (Виноградов, 1937 по: Савинов, Лобанов, 1958). В Вологодской области лесная, или северная, мышовка наблюдалась даже в населенных пунктах, близко примыкающих к хвойному лесу. В Дарвинском заповеднике она встречалась на вырубках, опушках лесов. Не обнаруживается в сомкнутых насаждениях и на сфагновых болотах (Калецкая, 1953). Ее доля в уловах канавками может составлять 9 %, в то время как мышеловками этот вид практически не отлавливается (Калецкая, 1953). В 2000-е гг. лесные мышовки отлавливались нами одинаково редко как ловчими заборчиками, так и мышеловками ($n = 4$).

Мышовки устраивают гнезда под корой деревьев, в заброшенных гнездах малых дятлов или выгрызают в высоком гнилом пне извилистые ходы и гнездовую камеру.

Питается мышовка в основном животной пищей. Исследование содержимого четырех ее желудков свидетельствует о поедании ею различных насекомых: гусениц, лесных бабочек, жуков и их личинок, лесных муравьев, личинок двукрылых. Изредка в ее желудках обнаруживали моллюсков (Благосклонов, 1946 по: Савинов, Лобанов, 1958; Калецкая, 1953). Мышовки едят также ягоды, мягкие семена растений, молодые побеги березы и цветы (Благосклонов, 1946; Калецкая, 1953).

Мышовки ведут одиночный образ жизни. Размножаются один раз в год, в помете 5–6 детенышей. При понижении температуры впадают в оцепенение. На зиму впадают в продолжительную спячку, которая длится с сентября по апрель.

Враги не выявлены.

Подотряд *Myomorpha* Brandt, 1855 – Мышеобразные
Семейство *Muridae* Thomas, 1896 – Мышиные
Подсемейство *Murinae* Murray, 1866
Род *Apodemus* Каур, 1829 – Лесные мыши
Apodemus (Sylvimus) sylvaticus Linnaeus, 1758 – Лесная мышь

Длина тела около 100 мм, длина хвоста тоже около 100 мм, длина ступни до 23 мм.

Обитает, по-видимому, на всей территории Вологодской области, чаще встречается в ее южной части (Савинов, 1958). Лесная мышь населяет смешанные леса с кустарниковой растительностью. Предпочитает вырубki, просеки, кустарниковые заросли, опушки, линии вдоль железнодорожного полотна. Может поселяться на зиму в жилых и хозяйственных постройках. Гнездо устраивает в основном в естественных убежищах, часто в низко расположенных дуплах, под корнями деревьев или роет норы, имеющие несложное строение (Громов, Ербаева, 1995). В уловах может составлять до 6 % от всех отловленных мелких млекопитающих канавками (Калецкая, 1953). На участках, прилегающих к железнодорожному полотну, особи этого вида могут составлять до 80 % отловленных мышеловками млекопитающих.

Размножается 2–4 раза в год, в помете 5–10 детенышей.

Питается лесная мышь главным образом семенами древесных, кустарниковых и травянистых растений, поедает и беспозвоночных.

На лесную мышь охотятся хищные птицы и млекопитающие, совы.

Apodemus (Apodemus) flavicollis Melchior, 1834 – Желтогорлая мышь

Длина тела 145 мм, длина хвоста до 150 мм, длина ступни 24–29 мм.

Малочисленный на территории области вид, встречается только в юго-западных районах. Населяет широколиственные леса, предпочитая дубравы и лесополосы, может встречаться в кустарниковых зарослях. Норы устраивает или сама, или занимает искусственные гнезда, вывешенные для птиц, или дупла на высоте до 12 м. Размножается 2–4 раза в год, в помете 5–10 детенышей (Громов, Ербаева, 1995).

Apodemus (Apodemus) agrarius Pallas, 1771 – Полевая мышь

Длина тела до 12,6 см, длина хвоста до 9,0 см.

Полевая мышь встречается на всей территории Вологодской области. Ее численность в большинстве районов невысокая, и только в западных и центральных районах (Вологодском, Кирилловском, Вытегорском, Череповецком) она встречается довольно часто (Кузнецов, Кочин, 1957, по: Савинов, 1958). В общих уловах мышевидных грызунов в Череповецком районе полевая мышь составила в среднем за 1999–2010 гг. 7 %. В Кирилловском и Белозерском районах в окрестностях сел этот вид самый многочисленный среди грызунов.

Предпочитает открытые, часто сыроватые местообитания (луга и поля) с кустарниками. К зимнему времени полевая мышь часто переселяется в жилые и хозяйственные постройки, в стога сена. Ее норы довольно просто устроены, с 3–4 входными отверстиями. В увлажненных местах строит гнезда на кустах и в высокой траве. Размножается 2–4 раза в год, в помете 5–10 детенышей.

Питается различными частями растений, предпочитая семена, часто, как и в других частях ареала (Поддубная, 1995), поедает насекомых.

У полевой мыши много врагов: канюки, ястребы, совы, лисицы, ласки, горностаи, лесные хори, куницы, барсуки и другие хищники.

Род *Mus* Linnaeus, 1758 – Домовые мыши

Mus musculus Linnaeus, 1758 – Домовая мышь

Длина тела 45–120 мм, длина хвоста 30–110 мм, длина ступни не более 19 мм. Синантропный вид.

Домовая мышь встречается на всей территории Вологодской области, ее численность в большинстве районов невысокая. Населяет исключительно поселения человека, как села, так и города. Роет несложные норы или использует естественные пустоты.

Размножается 2–4 раза в год, в помете 5–10 детенышей. В двухмесячном возрасте они достигают половой зрелости (Тупикова, 1947).

Питается различными частями растений, предпочитая семена.

Род *Micromys* Dehne, 1841 – Мыши-малютки

Micromys minutus Pallas, 1771 – Мышь-малютка

Длина тела 50–70 мм, длина хвоста 65–67 мм, масса тела не более 10 г.

Мышь-малютка распространена по всей территории области, всюду немногочисленна. Она предпочитает селиться во влажных местообитаниях, на высокотравных лугах в долинах рек, среди кустарниковых зарослей, в сельскохозяйственных угодьях, на опушках в лесу.

Размножается 2–3 раза в год, в помете 5–8 детенышей. Половой зрелости молодые достигают в возрасте полутора месяцев. Шаровидные гнезда строит из травянистых растений на высоте 40–100 см, реже – на земле. Осенью переселяется в скирды. В уловах мышевидных грызунов ее доля невелика – 1,8 %.

Питается мышь-малютка семенами диких и культурных трав, ест также зеленые части растений.

На мышей-малюток охотятся хищные птицы и млекопитающие: канюки, ястребы, совы, лисицы, ласки, горностаи, лесные хори, куницы, барсуки и др.

Род *Rattus* Fisher von Waldheim, 1803 – Крысы
Rattus norvegicus Berkenhout, 1769 – Серая крыса (рыжая крыса, пасюк)

Длина тела составляет 17–40 см, длина хвоста 17–19,5 см, масса тела 135–460 г. Типичный синантроп.

Пасюк встречается в населенных пунктах на всей территории Вологодской области и повсюду многочислен. Обитают серые крысы в жилых домах и хозяйственных постройках. Летом часть пасюков поселяется на полях и огородах, на свалках, пустырях, по берегам водоемов. Здесь они часто роют простые норы.

В связи с жизнью в защищенных от холода убежищах они могут размножаться круглый год. В течение года взрослая самка дает 3–4 помета, в каждом из которых от 4 до 10 детенышей. В трехмесячном возрасте молодые особи становятся способными к размножению.

Пасюки всеядны. Они поедают всё, что могут найти в домах и складах, в мусорных контейнерах, на поселковых и городских полигонах бытовых отходов, но предпочитают животную пищу. Крысы активно охотятся на беспозвоночных, в основном насекомых, мелких позвоночных, птенцов.

На крыс охотятся домашние и одичавшие кошки, хищные птицы и млекопитающие.

Семейство Cricetidae Fisher von Waldheim, 1817 – Хомячьи
Подсемейство Microtinae Cope, 1891 – Полевковые
Триба Ondatrini Kretzoi, 1955
Род *Ondatra* Link, 1795 – Ондатры
Ondatra zibetica Linnaeus, 1766 – Ондатра (мускусная крыса)

Длина тела до 360 мм, масса тела до 1,5 кг.

Естественный ареал ондатры охватывает Северную Америку. В начале XX столетия она была завезена в Старый Свет. Акклиматизация ондатры в Вологодской области началась в 1930 г. В настоящее время этот грызун, обладающий ценным мехом, широко распространен в Вологодской области.

Ондатра ведет полуводный образ жизни. Селится она по тихим медленно текущим речкам, по мелким озерам с изрезанными берегами и с наличием островов, на старицах, в прудах, глубоких болотах и канавах. Необходимым для ее жизни условием является наличие на водоемах богатой водной и прибрежной растительности (камыша, рогоза, осоки, кувшинки, стрелолиста и т.д.).

Убежище свое ондатра устраивает по-разному. В достаточно высоких берегах роет сложные двух- или трехметровые норы с выходом в воду (Чашухин, 2007). В низких пологих берегах она роет длинные норы. Если берега, на которых поселяются ондатры, очень низкие и топкие, то зверьки строят здесь конусовидные и куполовидные надводные убежища – хатки высотой до 1,5 м и примерно до столько же в основании. Они располагаются на островке, на кочке, на затонувшей коряге и других выступающих из воды предметах или же просто среди густых зарослей водных растений. Иногда хатки устраиваются и на берегу. Сооружаются хатки из сухой травы, мха, ила, объедков и другого материала. Вход в хатку, как и в нору, находится под водой. Внутри хатки устраивается гнездовая камера, располагающаяся ближе к более крутой стороне на высоте в 10–20 см от воды. Под пологой стороной хатки помещается кормовая камера, где (особенно зимой) поедается корм. В больших хатках может быть несколько гнезд. Размножаются ондатры 1–3 раза в год. В помете бывает от 4 до 10 детенышей, обычно 6–7 (Чашухин, 2007).

Питается ондатра нижними частями стеблей осоки, рогоза, корневищами кувшинок, трилистником, камышом, хвощом и другими водными и болотными растениями. При недостатке подходящего растительного корма (например, зимой) она поедает животную

пищу: моллюсков, раков, крупных водяных жуков, лягушек и иногда рыбу. Пищу ондатра поедает на воде, на плавающих предметах, на берегу или на особых кормовых площадках («кормовых столиках»), представляющих из себя скопление кормовых остатков. Зимой корм поедается или в жилищах, или в особых надводных камерах.

Врагами ондатр являются американская и европейская норки, выдра, в меньшей степени хорь, горноста́й и лисица; из птиц – совы, филины, канюки, луны. Молодых ондатр поедают крупные щуки. Хищники уничтожают много зверьков во время их перекочевок.

Триба *Clethrionomyini* Hooper et Hart, 1962

Подтриба *Clethrionomyi* I. Gromov, 1977

Род *Clethrionomys* Tilesius, 1850 – Лесные (рыжие) полевки

Clethrionomys rufocanus Sundervall, 1846-847 – Красно-серая полевка

Длина тела составляет 120–130 мм, длина хвоста до 44 мм.

Обитает на всей территории Вологодской области. Красно-серая полевка населяет хвойные и хвойно-широколиственные леса с кустарниковой растительностью. Предпочитает ельники и сосняки. Местами может переселяться на зиму в жилые и хозяйственные постройки. В общих уловах мышевидных грызунов в Череповецком районе красно-серая полевка составила в среднем за 1999–2010 гг. 7,0 %.

Селится в пустотах под корнями, иногда роет простые норы. В год приносит 3–4 помета, в каждом 4–8 детенышей. Весной и летом питается зелеными частями травянистых растений, в другие сезоны – ягодами, побегами и корой кустарников и деревьев, семенами хвойных.

Враги красно-серой полевки те же, что и у других видов мелких грызунов: американская и европейская норки, выдра, хорь, горноста́й, енотовидная собака, барсук и лисица; из птиц – совы и хищные птицы. Молодых полевок поедают хищные рыбы.

Clethrionomys glareolus Schreber, 1780 – Рыжая (европейская лесная) полевка.

Длина тела до 120 мм, длина хвоста до 60 мм, масса тела 20–35 г. (Ивантер, 2008; наши данные, $n = 275$).

Широко распространенный в Вологодской области вид. В лесных биотопах доминирует в уловах мышевидных грызунов. В общих уловах мышевидных грызунов в Череповецком районе рыжая полевка составила в среднем за 1999–2010 гг. 50,7 %. Но численность ее населения обычно невысокая (Степина, Поддубная, 2008). Довольно равномерно заселяет все местообитания, но предпочитает ельники-зеленомошники, лиственные и смешанные ягодные леса, при этом сырых местообитаний обычно избегает (Степина, Поддубная, 2008). В зависимости от наличия кормов рыжая полевка концентрируется то в одних местообитаниях, то в других. Например, по наблюдениям, сделанным в Дарвинском заповеднике, осенью наибольшее количество зверьков обнаруживается на вырубках, богатых брусничником, ягодами которого и питаются они в это время. Поздней осенью и зимой рыжие полевки часто встречаются на опушках сфагновых болот, где кормятся клюквой (Калецкая, 1953; наши данные). Весной в этих местах на кочках остаются кучки пустых оболочек ягод, с аккуратно выгрызенной дырочкой, через которую зверек извлекал семена. На зиму нередко заселяет стога. Зимой рыжая полевка поселяется нередко в стогах сена, скирдах, ометах соломы, в амбарах, избушках и других постройках человека. Неплохо лазает по деревьям, иногда в качестве убежищ использует птичьи дуплянки (Калецкая, 1953). Рыжая полевка отличается значительной оседлостью, участки обитания у половозрелых самцов в период размножения в среднем 2700 м^2 , у размножающихся самок и неполовозрелых самцов в среднем 600 м^2 , меньше всего площадь у молодых зверьков (Ивантер, 2008). Нор почти не роет, укрывается в естественных пустотах. Жилые гнезда

этой полевки располагаются в пустотах между корнями старых елей, в трухлявых пнях, под кучами валежника, в моховых кочках, а иногда просто под слоем мха. Гнезда обычно сделаны из мелких расщепленных корешков, сухих листьев и веточек мха (Калецкая, 1953). Живут одиночно. Продолжительность жизни до 18 месяцев.

Размножается рыжая полевка 2–4 раза в год. В помете бывает в среднем 6 детенышей. Половозрелыми полевки становятся в двухмесячном возрасте. В отдельные годы наблюдается усиленное размножение этого вида. Например, летом 1934 г. в Харовском районе в расставляемые ловушки в большом количестве попадались молодые зверьки, а в конце июля и начале августа все самки были беременными. Тогда полевков можно было часто видеть в лесу и днем, и ночью. Но уже в 1935 г. их численность резко снизилась (Савинов, 1958).

Основным кормом рыжей полевки на территории Вологодской области во все сезоны года служат зеленые части растений, преимущественно травянистых, и семена, несколько в меньшем количестве ягоды, кора и корешки, побеги и почки молодых деревьев и кустарников, грибы, мхи и лишайники (Аристов и др., 1981). Поедает животную пищу: дождевых червей, насекомых и их личинок, моллюсков (Аристов и др., 1981; Ивантер, 2008). Зимой рыжая полевка часто поедает кору деревьев и кустарников, обгрызая сучья березы, осины и других пород. За сутки каждый зверек съедает 7–10 г растительного корма, т.е. около 30 % его собственного веса (Ивантер, 2008). Рыжая полевка регулярно и обязательно делает запасы корма на зиму (Наумов, 1963).

Враги рыжей полевки те же, что и у других видов мелких грызунов: американская и европейская норки, выдра, хорь, горностай, енотовидная собака, барсук и лисица; из птиц – совы и хищные птицы. Молодых полевков поедают хищные рыбы. Но, видимо, наиболее часто она становится жертвой лесной куницы, встречаемость ее остатков в экскрементах этого хищника составляет в разных районах области от 20 до 90 %.

Clethrionomys rutilus Pallas, 1779 – Красная (сибирская) полевка

Длина тела до 120 мм, длина хвоста 27–50 мм, обычно менее 40 мм, масса тела 20–35 г (Ивантер, 2008; наши данные).

Широко распространенный в Вологодской области вид, но ее численность обычно ниже, чем у других полевых. В лесных биотопах обычно занимает третью после рыжей и обыкновенной полевых позицию в уловах мышевидных грызунов. В общих уловах мышевидных грызунов в Череповецком районе красная полевка составила в среднем за 1999–2010 гг. 2,2 %.

Ее численность обычно невысокая (Степина, Поддубная, 2008). Заселяет разнообразные местообитания и в отличие от рыжей полевки часто встречается в более сырых участках еловых или смешанных лесов, нередко в глубине насаждений, и среди моховых болот. Питается разнообразной растительной пищей, в основном зелеными частями растений и семенами, несколько в меньшем количестве – ягодами, корой и корешками, побегами и почками молодых деревьев и кустарников, грибами, мхами и лишайниками. Как и рыжая полевка, красная полевка поедает животную пищу: дождевых червей, насекомых и их личинок, моллюсков. Зимой красная полевка часто поедает кору деревьев и кустарников.

Враги красной полевки те же, что и у других видов мелких грызунов: американская и европейская норки, выдра, хорь, горностай, енотовидная собака, барсук и лисица; из птиц – совы и хищные птицы. Встречаемость ее остатков в экскрементах лесной куницы составляет в разных районах области от 5 до 20 %.

Триба Lemmini Simpson, 1945

Род *Myopus* G. Miller – Лесные лемминги

Myopus schisticolor Lilljeborg, 1884 – Лесной лемминг

Длина тела 80–130 мм, длина хвоста до 20 мм, масса тела до 30 г.

В Вологодской области лесной лемминг – житель хвойных и смешанных лесов с обильным моховым покровом – часто поселя-

ется на моховых болотах. Он всюду малочисленный. Места обитания лемминга характеризуются наличием небольших кочек, покрытых багульником, голубикой, черникой, а кое-где клюквой и морошкой. Перемещается между кочками по множеству хорошо протоптанных в сфагнуме тропинок. Роет неглубокие норы под моховым покровом.

Приносит до 3 пометов в год. На территории области вспышек численности, характерных для более северных регионов, не отмечалось. Питается преимущественно мхами и лишайниками.

Триба *Microtini* G. Miller, 1896 (= *Arvicolini* Kretzoi, 1955)

Род *Arvicola* Lacépède, 1801 – Водяные полевки (водяные крысы)

Arvicola terrestris Linnaeus, 1758 – Водяная полевка (водяная крыса)

Длина тела до 20 см, длина хвоста 9–11 см, масса тела 110–280 г (Ивантер, 2008; наши данные).

Широко распространенный и местами многочисленный в Вологодской области вид. Самая крупная в нашей фауне полевка (только акклиматизированная у нас ондатра крупнее ее). С конца 1930-х гг. ее численность сокращалась (Савинов, 1958) последовательно вслед за распространением ондатры, как это имело место и в других ареалах вида (Чащухин, 2007). В общих уловах мышевидных грызунов в Череповецком районе водяная полевка составила в среднем за 1999–2010 гг. 9,5 %. Поселяются водяные полевки не в одиночку, а целыми колониями. Интересная колония водяных полевок была найдена на Рыбинском водохранилище, на острове Демидиха у поселка Борок. Помещалась она в мелководном заливе, заросшем рогозом, на гнилых полузатопленных пнях. В пнях зверьки прогрызли ходы и гнездовые камеры, а на пнях находились «кормовые столики». Эта колония занимала 44 пня (Савинов, 1958). Заселяет разнообразные околоводные местообитания, и в середине или конце июня, когда развивается густая травянистая растительность, водяная полевка нередко перекочевывает на огороды

и луга, роя здесь длинные подземные ходы, идущие горизонтально. Обнаружить здесь полевок можно по выброшенным ими холмикам земли, которые в отличие от кротовых состоят из более крупных комков земли. В местах своего обычного обитания у водоемов водяная полевка роет норы, достигающие нередко большой сложности и состоящие из ходов, гнездовой камеры и камер-кладовых. Вход в нору помещается обычно в укромном месте у воды (Савинов, 1958). Водяные полевки сооружают также наземные гнезда, имеющие шаровидную форму и сделанные из сухой травы. Могут поселяться в брошенных ондатрами хатках; в толщах их стенок водяные полевки устраивают свои норы. На зиму делают большие запасы корма. Иногда после замерзания водоемов переселяются к населенным пунктам.

Размножаются водяные полевки в течение теплого периода года, принося 2–4 помета по 7–9 детенышей. Водяные полевки преимущественно сумеречные или ночные животные. Они активны круглый год. Питаются разнообразной растительной пищей. Пищу они поедают в определенных местах, называемых кормовыми столиками. Здесь скапливаются остатки пищи и помета зверьков.

Врагами водяных полевок являются различные хищные звери и птицы. Молодых зверьков часто поедают щуки.

Род *Microtus* Schrank, 1798 – Серые полевки
Подрод *Pitymys* McMurtrie, 1831 – Кустарниковые (подземные) полевки
Microtus (Pitymys) subterraneus Selys-Longchamps, 1838) – Подземная полевка

Длина тела 7,7–10,2 см, длина хвоста 2,7–3,8 см, масса тела 13–20 г ($n = 8$).

Найдена нами только в одном месте – на левом берегу Шекснинского плеса у с. Костяевка. Ее местообитаниями там были лиственный и хвойный лес, луг и пастбище. В общих уловах мышевидных грызунов в Череповецком районе эта полевка составила в среднем за 1999–2010 гг. 2,2 %.

Подрод *Microtus* Schrank, 1798 – Серые полевки

Microtus (Microtus) oeconomus Pallas, 1776 – Полевка-экономка

Длина тела составляет 10–15 см, длина хвоста – до 75 мм, масса тела 50–70 г.

Распространена по всей области. Обитает полевка-экономка (старое название – крысоголовая полевка) в лесах, чаще в еловых, придерживаясь более влажных участков, в старых ольшаниках, в кустарниковых зарослях на пойменных лугах, по берегам торфяных болот, на торфяных островах, заросших осокой и пушицей. Иногда она появляется на хлебных полях и на огородах. В общих уловах мышевидных грызунов в Череповецком районе полевка-экономка составила в среднем за 1999–2010 гг. 7,9 %.

Питается полевка-экономка корнями растений, свежей травой, листьями, семенами, ягодами, корой древесных побегов. Нору полевка-экономка роет под каким-нибудь возвышением, под кочкой, под корнями кустов. Нора представляет из себя систему разветвленных ходов без гнездовых камер и кладовых с несколькими входными отверстиями. Эта полевка сооружает также наземное гнездо из веточек, листьев и мха. У полевок-экономок в году бывает не менее трех пометов. Наиболее интенсивно процесс размножения у них протекает в мае – июне.

Враги те же, что и у других полевок.

Microtus (Microtus) agrestis Linnaeus, 1761 – Темная (пашенная) полевка

Длина тела составляет 120–140 мм, длина хвоста – до 35 мм, масса тела 25–45 г.

Пашенная полевка встречается на всей территории Вологодской области в лесных сообществах, в основном в их низинах. Селится она также на покосах, старых гарях, на вырубках, в тенистых кустарниках по берегам водоемов, на островах-сплавинах. В общих уловах мышевидных грызунов в Череповецком районе полевка-экономка составила в среднем за 1999–2010 гг. 7,2 %.

В природе наблюдаются колебания численности пашенной полевки по годам. Так, в Харовском районе в 1934 г. она была многочисленной, весной 1935 г. она еще встречалась сравнительно часто, а летом и осенью не было обнаружено ни одной полевки (Богачев и Дукельская, 1938: по: Савинов, 1958).

В течение теплого времени года у пашенных полевков бывает 3–4 помета. Самка приносит 5–7 детенышей.

Питается она вегетативными частями травянистых растений. Враги у этих полевков общие с другими полевками.

Microtus (Microtus) arvalis Pallas, 1799 – Обыкновенная полевка

Длина тела составляет 90–140 мм, длина хвоста – до 48 мм, масса тела 45–50 г.

Обыкновенная полевка встречается на всей территории Вологодской области в лесных сообществах, на приречных лугах, поросших редким кустарником, по заболоченным участкам на суходольных лугах, на полях, огородах, в садах, на лесных опушках и полянах. Нередко обыкновенные полевки поселяются в жилых домах и других постройках. Довольно многочисленный вид на территории области. В общих уловах мышевидных грызунов в Череповецком районе полевка-экономка составила в среднем за 1999–2010 гг. 13,8 %.

Поселяются обыкновенные полевки колониями. Каждая семья колонии имеет свою нору, достигающую часто большой сложности и состоящую обычно из гнездовой камеры, камер-кладовых, камер-уборных и системы ходов, выходящих наружу 4–5 отверстиями. В поселениях полевков на поверхности земли располагаются «кормовые столики». Группа соседних нор и кормовые столики связаны между собой наружными тропками и образуют так называемые «городки» (Савинов, 1958). Размножаются обыкновенные полевки в течение теплого периода года. В одном помете бывает 5–6 детенышей. В Дарвинском заповеднике во время подъема воды в водохранилище в 1949 г. полевки спасались на островах, имевших ста-

рые трухлявые пни (Калецкая, 1953). Внутри таких пней полевки прокладывали ходы и устраивали гнездовые камеры, не выстилая их никакой подстилкой. Рядом с пнями можно было видеть выбросы древесной трухи.

Основной пищей обыкновенных полевков служит зеленая травянистая растительность, едят они семена различных растений, а также беспозвоночных: моллюсков, насекомых и их личинок. С осени они делают запасы корма на зиму, состоящие из колосьев с зернами, плодов с семенами и т.д.

Врагами обыкновенной полевки являются различные хищные звери и птицы.

Полевка восточноевропейская (*Microtus rossiaemeridionalis* Ognev, 1924), вид – «двойник» полевки обыкновенной; различия – в строении хромосом.

2.3. Отряд Хищные

2.3.1. Семейство Псовые

Отряд Carnivora Bowdich, 1821 – Хищные
Подотряд Fissipedia Blumenbach, 1791 – Настоящие хищные
Надсемейство Canoidea Simpson, 1931
Семейство Canidae Gray, 1821 – Псовые
Подсемейство Caninae Gill, 1872 – Настоящие псовые
Род Nyctereutes Temminck, 1839 – Енотовидные собаки
Nyctereutes procyonoides Gray, 1834 – Енотовидная собака

Длина тела 65–80 см, длина хвоста 15–25 см, вес летом 4–6 кг, зимой 6–10 кг (Млекопитающие... 1999).

Родиной этого вида является Юго-Восточная Азия, в европейской части России он был акклиматизирован в середине XX столетия и, по-видимому, в 1940–1950-е гг. появился на территории Вологодской области.

Заселяет влажные луга с прилегающими заболоченными низинами, поймы рек, приречные леса с густым подлеском. Несмотря

на экологическую пластичность вида, енотовидная собака чаще селится по берегам водоемов в лиственных или смешанных лесных угодьях. Она ведет ночной образ жизни и отличается меньшей подвижностью, чем лисица.

Общая площадь участка обитания взрослого хищника составляет приблизительно 7–8 км² (Ивантер, 2008). Основу питания енотовидной собаки составляют корма животного происхождения: мелкие млекопитающие (20,1 %), в основном мышевидные грызуны (14 %), а также птенцы (12,3 %) и яйца птиц (7,8 %), лягушки (13,5 %), рыба (5,2 %), некоторые насекомые (плавунцы, водолюбы, навозники, хрущи и жуки), моллюски и дождевые черви. Кроме того, потребляет растительные корма (9 %): корни, стебли, ягоды и плоды растений, осенью ест овес и хлебные злаки (Данилов, 1979). Количество потребляемой хищником пищи зависит от возраста животного и заметно меняется по сезонам года. Зимой залегает в спячку, для чего необходимо увеличение массы тела почти на 50 % за счет жировых отложений. Суточная потребность в корме в разные сезоны колеблется от 340 до 750 г (Данилов, 1979).

Род *Canis* Linnaeus, 1758 – Волки

Canis lupus Linnaeus, 1758 – Волк

На территории Вологодской области волки находят благоприятную среду обитания, об этом свидетельствуют их значительные размеры и общая масса тела. Высота животных в холке колеблется в пределах 60–95 см, длина 105–160 см, а вес 32–62 кг. Волки в возрасте около года весят в пределах 20–30 кг, в 2–3 года – 35–45 кг. Самцы обычно крупнее самок примерно на 20 %. Отпечатки следов также крупнее у самцов: длина 9,5–10,5 см, ширина 6–7 см, у самки длина 8,5–9,5 см и ширина 5–6 см. Волк обитает на всей территории Вологодской области. Волки населяют различные типы лесов, чаще встречаются в смешанных лесах, на моховых болотах, в перелесках и кустарниковых зарослях среди лугов и полей, а также неподалеку от населенных пунктов. В отдаленные глухие та-

ежные районы проникает вслед за человеком, по мере вырубки коренных лесов. Он является обычным видом в Белозерском, Велико-Устюгском, Вытегорском, Никольском, Устюженском, Череповецком и некоторых других районах. Численность может изменяться значительно. Заметный подъем численности происходит в годы подъема численности лоса, как это отмечалось и в других регионах (Язан, 1972; Данилов и др., 1979). После значительного подъема численности волка на всей территории таежной зоны европейской части России в 1950–1960 гг. и снижения в 1970–1980 гг. очередной рост его популяции начался в середине 1990-х годов. В последние десятилетия плотность населения волка довольно стабильна и удерживается значительным охотничьим прессом.

В период глубоких снегов, затрудняющих передвижение хищников, с конца января до середины марта, волки сосредоточиваются вокруг деревень и выходят на открытые поля, где снега меньше, чем в лесу. Нередко встречаются у полигонов бытовых отходов. В это время волки питаются падалью и всем более или менее съедобным, что могут найти.

Волки нападают на лосей, бобров, охотятся на зайцев. Волки питаются пищевыми отходами с бытовых полигонов и растительной пищей: ягодами, овощами, злаками и т.д.

Род *Alopex* Kaup, 1829 – Песцы

Alopes lagopus Linnaeus, 1758 – Песец

Длина тела песца составляет 50–75 см, длина хвоста – 25–30 см, масса тела самца в среднем около 3,5 кг, самки – около 3 кг. На территории Вологодской области встречается только на самом севере.

Род *Vulpes* Oken, 1816 – Лисицы

Vulpes vulpes Linnaeus, 1758 – Обыкновенная лисица

Длина тела 49–90 см, длина хвоста 33–60 см, вес 3–10 кг (Млекопитающие... 1999).

Обитает на всей территории Вологодской области на открытых пространствах, предпочитает разреженные леса, опушки смешанных лесов, берега водоемов (Ивантер, 2008). Лисица приспособлена к антропогенным ландшафтам. В урбанизированной местности лисица находит особенно благоприятную для себя среду, заселяя городские свалки. Обычна лисица в лесах, граничащих с городской территорией. Средний размер территории постоянного обитания лисицы определяется в 30–50 км² (Млекопитающие... 1999). Половой зрелости лисицы достигают в конце первого, реже на втором году жизни. В неволе они могут жить до 15 лет (Млекопитающие... 1999). Основу питания составляют мелкие грызуны, в основном разные полевки. Кормом также служат лягушки, ящерицы, змеи, насекомые и их личинки. Разоряет птичьи гнезда, собирает по берегам мертвую рыбу, зимой не брезгует падалью (Ивантер, 2008). Иногда употребляет растительную пищу – различные ягоды и сочные части травянистых растений. Суточная потребность в пище от 270 до 650 г (Данилов, 1979).

2.3.2. Семейство Куны

Семейство Mustelidae Swainson, 1835 – Куны

Подсемейство Mustelinae Gill, 1872 – Собственно куны

Триба Mustelini Fisher von Waldheim, 1817

Подтриба Martina Wagner, 1841

Род Martes Pinel, 1792 – Куницы

Martes (Martes) martes Linnaeus, 1758 – Лесная куница

Длина тела 40–48 см, длина хвоста 17–22 см, вес 480–1050 г.

Обитает в малолюдных лесах разных типов, избегает рощ и небольших островов леса. В период размножения предпочитает старые и глухие участки высокоствольного хвойного леса (Коновалов, 2005). Обычно куница не сильно привязана к определенной местности, поэтому ее «охотничий район» довольно обширен – 3–50 км²

(Млекопитающие... 1999; Ивантер, 2008). Куница ведет полудревесный образ жизни. Куница населяет всю территорию области. Плотность ее населения на территории области равномерная. В динамике численности отмечаются выраженные подъемы и спады численности, каждый цикл длится 3–4 года. Основными объектами питания являются грызуны, главным образом белки и полевки, а также зайцы и землеройки. Кроме того, питается насекомыми и их личинками, лягушками, ящерицами, птицами (их яйцами и птенцами). В зимний период большое значение имеет падаль. Из растительных кормов наиболее часто поедает сухие листья деревьев и ягоды, предпочитая рябину, бруснику, землянику, черемуху и чернику. Изредка ест лишайники. Вне периода размножения куница, как правило, ведет кочевую жизнь, в зависимости от распределения мышевидных грызунов и другой добычи. Суточная потребность в корме у самцов от 190 до 450 г, у самок – 140–360 г (Ивантер, 2008). Половой зрелости достигают на третьем году жизни (Млекопитающие... 1999). Продолжительность жизни куниц в неволе – до 15 лет (Ивантер, 2008).

Подтриба *Gulonina* Gray, 1825
Род *Gulo* Storr, 1780 – Росомахи
Gulo gulo Linnaeus, 1758 – Росомаха

Длина тела росомахи составляет 70–86 см, длина хвоста – около 20 см, масса тела 9–28 кг.

В Вологодской области росомаха встречается в очень небольшом количестве в северных и северо-восточных районах, очень редко отмечаются заходы в более южные районы. Ведет одиночный образ жизни. Питается главным образом падалью, поедает также грызунов и боровую дичь. Часто ходит по следам рыси, подбирая недоеденные остатки. Нередко росомаха опустошает расставленные охотниками ловушки, поедая попавших в них зверей и птиц, забирается в охотничьи избушки, грабит запасы продоволь-

ствия и портит добытые шкуры. Она очень осторожна и редко попадает в ловушки (Савинов, 1958).

Подтриба *Mustelina* Fisher von Waldheim, 1817
Род *Mustela* Linnaeus, 1758 – Горностаи и хорьки
Подрод *Mustela* Linnaeus, 1758
Mustela (Mustela) erminea Linnaeus, 1758 – Горностаи

Длина тела 20–32 см, длина хвоста 6,5–12 см, вес 110–260 г (Млекопитающие... 1999).

Горностаи распространены на всей территории Вологодской области. Обитают в разнообразных биотопах, предпочитая пойменные биотопы. Горностаи неприхотливы в выборе мест обитания. Тем не менее в лесу они предпочитают придерживаться открытых мест: долин рек, прибрежных ивняков, мелколесья, лесосек, старых гарей, полей и опушек. В борах и на сфагновых болотах горностаи отсутствуют. Зимой их нередко можно встретить у населенных пунктов. Численность их в различных районах области мала и в разные годы сильно колеблется в связи с изменением численности мышевидных грызунов. Каждый зверек имеет свой охотничий участок 7–30 га (Млекопитающие... 1999). Половозрелыми становятся в возрасте 11–14 месяцев (Млекопитающие... 1999). Продолжительность жизни 5–7 лет, максимум – 10 лет (Ивантер, 2008). Средняя продолжительность жизни горностая – 1–2 года, максимальная – 6 лет (Данилов, Туманов, 1976). Основу питания горностая составляют мышевидные грызуны (рыжие и серые полевки, водяные крысы). Амфибии, рептилии, а также насекомые и их личинки встречаются нечасто. Сезонные различия в питании невелики. В сутки зверьку необходимо 70–90 г корма (Данилов, Туманов, 1976).

Врагами горностая являются филины, совы, ястребы и орлы.

Mustela (Mustela) nivalis Linnaeus, 1766 – Ласка

Длина тела 11–26 см, длина хвоста 1,2–8,7 см, вес 30–250 г (Млекопитающие... 1999).

Ласка в малом количестве встречается на всей территории области. Обитает ласка в различных биотопах: в лесу, на полях, по вырубкам и гарям, в зарослях кустарника по долинам рек и ручьев, иногда в городских постройках (Коновалов, 2005). Основными кормовыми объектами являются мышевидные грызуны (крысы, мыши лесные, полевые и домовые, а также землеройки и кроты). При недостатке основной пищи может ловить насекомых, раков, лягушек, ящериц, небольших змей и мелких птиц (Ивантер, 2008). Зимой ласка охотится под снегом, делая скрытые ходы. Суточная потребность в корме составляет 30–52 г (Данилов, Туманов, 1976). Половозрелыми становятся в возрасте около 10–11 месяцев (Млекопитающие... 1999). Предельный возраст, до которого ласки доживают в природе, – 5 лет (Данилов, Туманов, 1976).

Подрод *Lutreola* Wagner, 1841

Mustela (Lutreola) lutreola Linnaeus, 1761 – Европейская норка

Длина тела норки 30–47 см, длина хвоста 18–20 см, вес 400–1300 г (Данилов, 2008).

Еще в начале 1980-х годов норка встречалась на всей территории Вологодской области. Население европейской норки начало сокращаться еще в XIX столетии, сначала в Западной и Центральной Европе, а затем – на протяжении всего XX столетия – и в других частях ареала. Современная область распространения вида составляет лишь несколько процентов от его первоначального ареала (Поддубная и др., 2013). В 1980-е годы на территории РФ основное население европейской норки сохранялось в регионе, который охватывал частично или полностью Псковскую, Новгородскую, Тверскую, Вологодскую, Костромскую, Ярославскую, Кировскую, Архангельскую области, Пермский край и Республику Коми. При этом Вологодская область входит в число тех немногих регионов, где специальных выпусков американской норки никогда не производилось и куда вид проник из соседних областей, по всей видимости, только в начале 1980-х годов. Поэтому здесь можно было

ожидать сохранение популяции его аборигенного двойника в несколько лучшем состоянии и, следовательно, предполагать наличие более широких возможностей для его изучения. Наше исследование показало, что распространение и численность европейской норки сократились очень сильно, были найдены единичные участки ее обитания (Поддубная и др., 2013). Сегодня европейская норка занесена в Красную книгу МСОП как вид, находящийся в критической опасности.

Норка чаще всего селится по захламленным лесным ручьям и речкам с обрывистыми берегами, по пойменным озерам и старицам. Иногда, особенно в летнее время, норка встречается на заболоченных лугах и лесных болотах. Б.А. Ларин (по: Савинов, 1958) неоднократно обнаруживал норки в ельниках за 1,5 км от ближайшего водоема. О приуроченности норки к указанным водоемам свидетельствует то, что после образования Рыбинского водохранилища в районе Дарвинского заповедника не осталось лесных ручьев и речек и норка, до этого здесь многочисленная, почти полностью исчезла (Калецкая, 1953). Зимой норки чаще держатся на незамерзающих участках водоемов с пустотами подо льдом, у ключей.

В питании европейской норки большое значение имеют животные корма, добываемые в воде и по берегам: мышевидные грызуны (водяные полевки), лягушки и рыбы. Отмечаются частые случаи поедания норками ондатры. Едят они также раков, моллюсков, насекомых и ягоды.

Основным врагом европейской норки является человек.

Mustela (Lutreola) vison Schreber, 1777 – Американская норка
Подрод *Putorius* G. Cuvier, 1817

Длина тела норки 30–47 см, длина хвоста 18–20 см, вес 400–1300 г (Ивантер, 2008).

За период с 1933 г., когда была начата акклиматизация американской норки в РФ, она расселилась по большей части ее террито-

рии и в настоящее время уже признана инвазийным видом. Американская норка может наносить существенный урон поголовью ондатры и птиц, обитающих вблизи водоемов, конкурировать за пищу и места обитания с лесным и светлым хорями, колонком, горностаем, европейской норкой, лесной куницей, выдрой. Считается, что интродукция американской норки стала основной причиной сокращения численности, а местами и полного исчезновения европейской норки.

Американская норка ведет полуводный образ жизни, в большинстве случаев зверек занимает изолированный участок. В район ее обитания может входить отрезок одного крупного водоема (река, озеро) с одним или несколькими водоемами (ручьи, канавы) или совокупность мелких водоемов. Площадь участка обитания от 1 до 40 га, при этом участок обитания самца перекрывает несколько участков самок (Млекопитающие... 1999). Основу питания составляют рыба, лягушки, водные беспозвоночные, особенно насекомые, моллюски, раки. Суточная потребность в корме заметно изменяется по сезонам и колеблется в пределах 120–330 г (Данилов, Туманов, 1976). Половозрелыми норки становятся в возрасте около 10 месяцев (Млекопитающие... 1999). Максимальная продолжительность жизни зверьков в природе 6–7 лет (Данилов, Туманов, 1976). В неволе американская норка живет около 10 лет (Ивантер, 2008).

Mustela (Putorius) putorius Linnaeus, 1758 – Черный, или лесной, хорек

Длина тела самцов до 45 см, длина самок – до 37 см, вес 500–1300 г.

Предпочитает разреженные леса, где встречается на вырубках, гарях, полянах и опушках, поймах рек, побережьях озер, зарослях кустарника, а также окраинах населенных пунктов. Основу питания лесного хорька составляют мышевидные грызуны, преимущественно полевки. Часто нападает и на других животных – лягушек,

землероек, кротов и ящериц. Ловит гнездящихся на земле птиц, поедая птенцов и яйца, не брезгует и падалью (Ивантер, 2008). Более крупные животные (заяц-беляк, ондатра) добываются зверьком редко. Суточная потребность в корме заметно изменяется по сезонам и колеблется в пределах 120–220 г летом и 200–390 г осенью (Данилов, Туманов, 1976). Половой зрелости достигает на первом году жизни (Млекопитающие... 1999). В неволе хорь доживает до 12 лет (Ивантер, 2008); в природе при слабой опромышляемости вида продолжительность жизни 5–6 лет (Данилов, Туманов, 1976).

Подсемейство Melinae Burmeister, 1850 – Барсуковые

Род *Meles* Brisson, 1762 – Барсуки

Meles meles Linnaeus, 1758 – Барсук

Длина тела барсука составляет 60–90 см, длина хвоста – 20–24 см, масса тела – до 24 кг.

Спорадически в небольшом количестве барсук встречается на всей территории Вологодской области. Чаще всего барсуки поселяются в пересеченной холмами и оврагами местности с мягкой и удобной для рытья нор почвой, предпочитая холмистые сосновые боры и сухие места в ельниках, покрывающих холмы и склоны оврагов. Норы барсуков имеют различное устройство, достигая иногда большой сложности. Наиболее сложное строение имеют норы, в которых живут целые семьи или поколения барсуков. В Вологодской области мало мест, пригодных для устройства таких сложных и глубоких барсучьих нор, т.к. огромные пространства заболочены, а грунтовые воды находятся очень близко к поверхности. Поэтому барсуки часто устраивают свои норы в угольных ямах – остатках распространенного более ста лет назад угольного промысла (Сидорчук, Рожнов, 2010).

Барсук всеяден, но основным видом корма все-таки являются животные. При исследовании экскрементов барсука в Дарвинском заповеднике были обнаружены черника, брусника, остатки насеко-

мых, мелкой рыбы, лягушек, ящериц, змей и шерсть мышевидных грызунов (Сидорчук, Рожнов, 2010).

Подсемейство Lutrinae Baird, 1857 – Выдровые

Триба Lutrini Bonaparte, 1838

Род Lutra Brisson, 1762 – Выдры

Подрод Lutra Brisson, 1762

Lutra (Lutra) lutra Linnaeus, 1758 – Речная выдра

Длина тела выдры составляет 55–90 см, длина хвоста – 26–53 см, масса тела – до 10 кг.

Выдра заселяет всю территорию Вологодской области, и местами ее население близко к показателям оптимума ареала. Она селится на берегах глухих лесных речек, в верховьях больших рек с заводами, глубокими омутами, с крутыми обрывистыми берегами, подмытыми водой, и руслом, заваленным упавшими деревьями. В таких местах зимой после падения уровня воды оседающий лед у берегов образует большие трещины, открывающие выдре путь к воде. В этих местах с достаточно быстрым течением складывается благоприятный кислородный режим, поэтому здесь скапливается в большом количестве рыба, что обеспечивает выдру достаточным количеством корма. Кроме того, крутые берега особенно удобны для устройства нор (Шемякина, 2010).

Основной пищей выдры являются гидробионты и земноводные: рыба, лягушки и жабы, раки, моллюски, водяные полевки, утята и т.д.

Таким образом, из сообщества мелких млекопитающих и трофически связанных с ними куньих и псовых фоновыми видами являются *обыкновенная бурозубка, рыжая полевка, американская норка, хорь, горноста́й, ласка, лисица и енотовидная собака*.



Общие проблемы ртутного загрязнения

3.1. Характеристика физико-химических свойств ртути и ее соединений

Ртуть (Hg) – химический элемент II группы периодической системы Д.И. Менделеева, порядковый номер 80, атомная масса 200,59 единиц (Химический энциклопедический словарь). Ртуть в обычных условиях представляет собой блестящий, серебристо-белый тяжелый жидкий металл. Удельный вес при 20 °C 13,54616 г/см³; температура плавления равна –38,89 °C, кипения – 357,25 °C. При замерзании (–38,89 °C) становится твердой и легко поддается ковке. Даже в обычных условиях ртуть обладает повышенным давлением насыщенных паров и испаряется с довольно высокой скоростью, которая с ростом температуры увеличивается. Природная ртуть состоит из 7 стабильных изотопов с массовыми числами 196, 198–202 и 204, из которых наиболее распространены Hg²⁰⁰ (23,13 %) и Hg²⁰² (29,8 %). Конфигурация внешних электронов атома 5d¹⁰6s² (Трахтенберг, Коршун, 1988).

Важную роль в геохимии ртути играет ее миграция в газообразном состоянии и в водных растворах. Помимо элементарного состояния Hg(0), в соединениях ртуть существует и в одновалентном Hg(I) и двухвалентном Hg(II) состоянии, причем в природной среде соединения Hg(II) встречаются значительно чаще, чем Hg(I) (Вольфсон, 1975).

Обладая высоким потенциалом ионизации, высоким положительным окислительным потенциалом, ртуть является относительно стойким в химическом отношении элементом.

Это обуславливает ее способность восстанавливаться до металла из различных соединений и объясняет частые случаи нахождения ртути в природе в самородном состоянии (Hg), которая, как правило, не является биодоступной (Arctic Pollution, 2002). Кроме того, существует большое количество ртутьсодержащих органических соединений, в которых атомы металла связаны с атомами углерода. Ртутьорганические соединения легко подвергаются термическим и фотохимическим реакциям, но устойчивы по отношению к воде, кислотам и основаниям (Вольфсон, 1975).

3.2. Содержание ртути в природе

Ртуть принадлежит к числу весьма редких элементов, ее среднее содержание в земной коре (Кларк) – 0,01 мг/кг, в литосфере – 0,08–0,083 мг/кг (Виноградов, 1957; Li et al., 2010). В земной коре ртуть преимущественно рассеяна; осаждается из горячих подземных вод, образуя ртутные руды (около 0,02 % всей ртути) (Сауков, 1975). Известно более 100 ртутных и ртутьсодержащих минералов. Основным минералом, определяющим промышленную значимость ртутных месторождений, является киноварь. Самородная ртуть, метациннабарит, ливинг-стонит и ртутьсодержащие блеклые руды имеют резко подчиненное значение и добываются попутно с киноварью. Всего в мире обнаружено около 5000 ртутных месторождений, рудных участков и рудопроявлений, но подавляющая часть ртути (более 80 %) ртутной промышленности получена на 8 месторождениях: Альмаден (Испания), Идрия (Словения), Монте-Амиата (Италия), Уанкавелика (Перу), Нью-Альмаден и Нью-Идрия (США), Никитовка (Украина), Хайдаркан (Киргизия).

Ртуть концентрируется не только в ртутных минералах, рудах и вмещающих их горных породах. В повышенных концентрациях ртуть содержится в рудах многих других полезных ископаемых (полиметаллических, медных, железных и др.). Установлено накопление ртути в бокситах, некоторых глинах, горючих сланцах, известняках и доломитах, в углях, природном газе, нефти. Современ-

ные данные свидетельствуют о высоком содержании ртути в мантии, в результате дегазации которой, а также естественного процесса испарения ртути из земной коры наблюдается явление, получившее название «ртутного дыхания Земли». Процессы эти идут постоянно, но активизируются при извержениях вулканов, землетрясениях, геотермальных явлениях и т.п. Поставка ртути в окружающую среду в результате ртутного дыхания Земли (природная эмиссия) составляет около 3000 т в год (Schuster, 2002).

В воздухе постоянно содержится 5000 т ртути в виде паров и в аэрозольном состоянии (Swain et al., 2007). Время пребывания паров элементарной ртути составляет 1–2 года, ее реакционных (ионных) форм – от нескольких часов до нескольких дней (Lindberg et al., 2007). В слабозагрязненном воздухе концентрация ртути составляет 0,8–1,2 нг/м³, в районах крупных ртутных месторождений – до 240 нг/м³, в районах газовых месторождений – до 70 000 нг/м³, в то время как среднее содержание ее в атмосфере 0,5–2,0 нг/м³ (Грановский и др., 2001). С начала индустриального периода (1850 г.) содержание ртути в атмосфере увеличилось в 3 (2–4) раза (Lindberg et al., 2007). Об этом свидетельствуют временные тренды уровней ртути в озерных донных отложениях, торфяниках и ледниковом льду – основных естественных фиксаторах осаждающегося из атмосферы металла. Время нахождения ртути в атмосфере не изменилось, однако увеличилось ее депонирование в отдельных регионах земного шара, возможно, из-за возросшей концентрации атмосферного озона (Lamborg et al., 2002). Поступающий из океана в поверхностный атмосферный слой бром образует с озоном соединения, которые в дальнейшем реагируют с элементарной ртутью, способствуя осаждению (Arctic Pollution, 2002).

Глобальными источниками ртути являются горные породы, Мировой океан, подземные и все виды поверхностных вод, биосфера в целом. Около 0,1 % поступившей из мантии ртути находится в океанах в растворенном виде (Мур, Рамамурти, 1987). По другим данным (Трахтенберг, Коршун, 1988), суммарное количество ртути в Мировом океане составляет 206 млн т. Океаны, содержащие 97 % запасов поверхностных вод Земли, являются самыми большими аккумуляторами растворенной ртути (Карасик и др., 1986).

Вследствие специфичности физико-химических свойств ртуть хорошо мигрирует в окружающей среде, накапливаясь и перераспределяясь, в зависимости от условий, в компонентах водных и наземных экосистем, газовых и водных средах. Подавляющая часть ртути находится в рассеянном состоянии, создавая природный глобальный геохимический фон, на который накладывается ртутное загрязнение, обусловленное деятельностью человека и приводящее к формированию в окружающей среде зон техногенного загрязнения.

3.3. Антропогенное поступление ртути в окружающую среду

Расчеты баланса глобальной эмиссии ртути в окружающую среду, выполненные разными авторами, широко вариабельны. Поступление ртути из природных источников ранее оценивалось в 2700–6000 т/год, а антропогенная эмиссия – 630–2000 т/год, т.е. соотношение природной и антропогенной эмиссии составляло (3–4):1 (Lindberg et al., 1987). По современным расчетам, антропогенная эмиссия ртути в атмосферу достигает 3600–4500 т/год, или 50–75 % от общего ежегодного поступления ртути в атмосферу (Fitzgerald, Mason, 1996). Предполагают также, что в настоящее время эмиссия от антропогенных источников дает 1/3 поступившей в атмосферу ртути, 1/3 – естественная эмиссия с поверхности суши и океана, 1/3 – эмиссия от природных источников (Lindberg et al., 2007).

В структуре глобального баланса ртути доминирующую позицию по антропогенным выбросам металла занимает сжигание всех видов топлива для получения тепла, пара и электричества, а также для транспортных перевозок (рис. 4) (Ртуть... 1989; Ebinghaus et al., 1999). Другими антропогенными источниками ртути являются: сжигание бытовых и медицинских отходов; высокотемпературные процессы плавки, обжига и получения металлов, цемента и извести; химическая и золотодобывающая промышленность и некоторые другие источники (производство люминесцентных ламп, обработка металлов, загрязненные земли и ртутьсодержащие отходы и др.) (Porcella et al., 1996).

Вследствие своих специфичных свойств ртуть и ее соединения широко применяются во многих отраслях промышленности. Наи-

более крупными потребителями являются химическая (хлорщелочное производство, красители) и электротехническая отрасли промышленности, которые в сумме составляют более 50 % общего мирового потребления ртути (Ртуть... 1979). Помимо этого ртуть широко используется в других отраслях промышленности, например горнодобывающей (амальгамное извлечение золота) и оборонной, в приборостроении, сельском хозяйстве (ртутьсодержащие пестициды), медицинской и лабораторной практике.

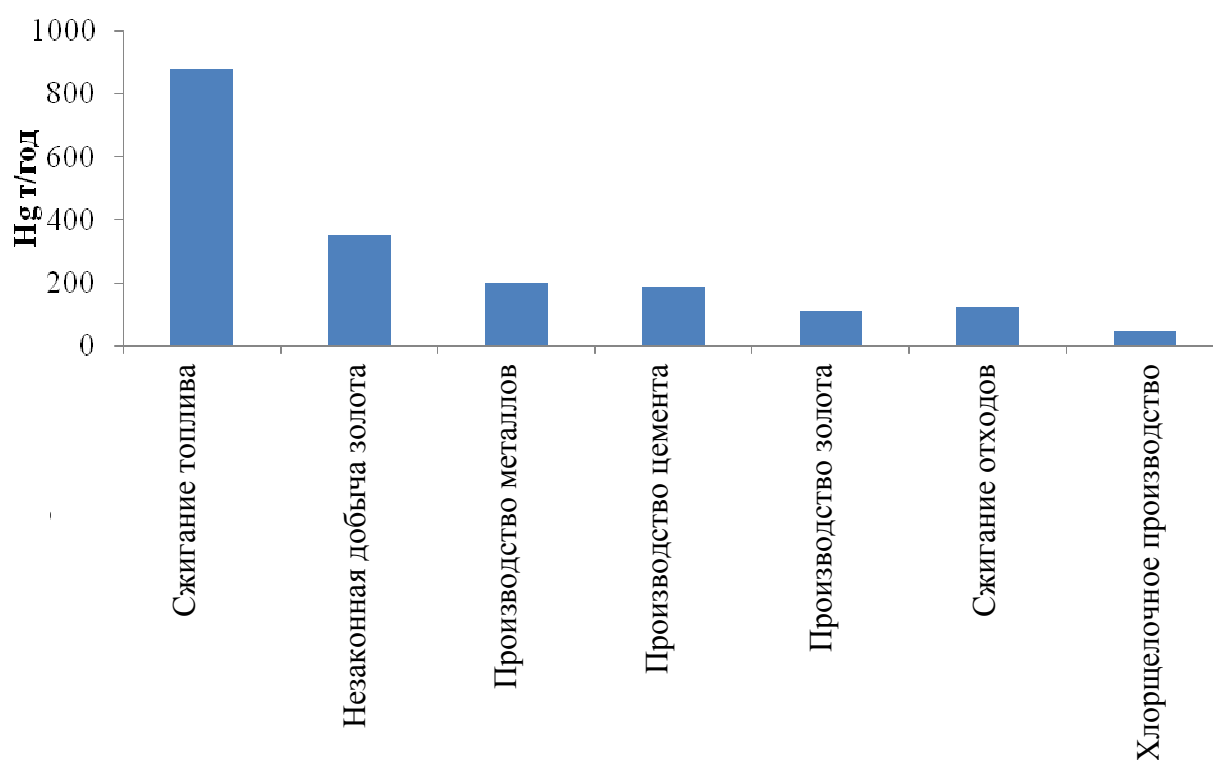


Рис. 4. Количественная оценка глобальных выбросов Hg из различных антропогенных источников в 2005 г. (UNEP, 2008)

Структура баланса ртути в различных странах зависит от уровня их экономического развития и контроля за состоянием окружающей среды. Основными мировыми производителями ртути являются страны Азии (около 66 % всех выбросов Hg). На втором месте находятся Европа и Северная Америка (по 8 %), далее следует Южная Америка (7 %). На долю России приходится около 4 % от

общего количества выбросов металла. Африка и страны Океании суммарно дают 7 % выбросов (рис. 5).

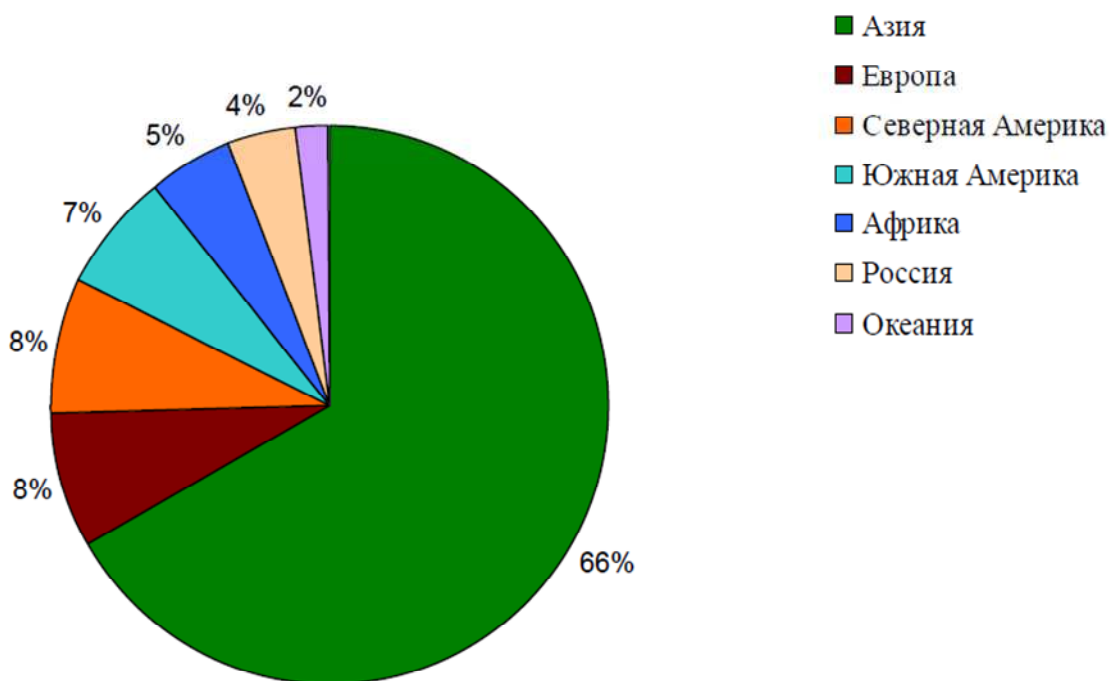


Рис. 5. Доля различных регионов мира в антропогенной эмиссии ртути в 2005 г. (Wilson, 2006; UNEP, 2008)

3.4. Глобальный и локальный круговорот ртути

Распределение и миграция ртути в окружающей среде осуществляются в виде круговорота двух типов (рис. 6): во-первых, глобального круговорота, включающего циркуляцию паров ртути в атмосфере (от наземных источников в Мировой океан и наоборот); во-вторых, локального круговорота, основанного на процессах метилирования неорганической ртути, поступающей, главным образом, из техногенных источников. Многие этапы локального круговорота еще недостаточно ясны, но полагают, что он включает циркуляцию в среде обитания диметилртути. Поступающие в окружающую среду из природных и техногенных источников ртуть и ее соединения подвергаются в ней различным преобразованиям. Неорганические формы ртути (элементарная ртуть Hg^0 и неорганический ион Hg^{2+}) претерпевают преобразования в результате окислительно-восстановительных процессов. Пары ртути окисляются в

воде в присутствии кислорода в неорганическую двухвалентную ртуть (Hg^{2+}), чему в значительной мере способствуют присутствующие в водной среде органические вещества, которых особенно много в зонах загрязнения. В свою очередь, ионная ртуть, поступая или образуясь в воде, способна формировать комплексные соединения с органическим веществом. Наряду с окислением паров ртути образование Hg^{2+} может происходить при разрушении ртутьорганических соединений. Неорганические соединения ртути Hg^{2+} претерпевают два важных вида превращений в окружающей среде. Первый – это восстановление с образованием паров ртути. Этот процесс, являющийся ключевым в глобальном круговороте ртути, мало изучен. Известно, что некоторые бактерии способны осуществлять это преобразование. Второй важной реакцией, которой подвергается Hg^{2+} в природе, является ее превращение в метил- и диметилпроизводные и их последующие взаимопревращения друг в друга. Эта реакция играет ключевую роль в локальном круговороте ртути. Важно то, что метилирование ртути происходит в самых различных условиях: в присутствии и отсутствии кислорода, разными бактериями, в различных водоемах, в почвах и даже в атмосферном воздухе. Особенно интенсивно процессы метилирования протекают в верхнем слое богатых органическим веществом донных отложений водоемов, во взвешенном в воде веществе, а также в слизи, покрывающей рыбу (Jensen, Jernelov, 1969). Метилирование приводит к образованию монометил- и диметилртутных соединений. Монометилртуть ($\text{CH}_3\text{--Hg}^+$), обладая высоким сродством к биологическим молекулам, чрезвычайно активно накапливается живыми организмами. Факторы биоконцентрирования, т.е. отношения содержания метилртути в тканях рыб к ее концентрации в воде, могут достигать 105. Диметилртуть $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, отличающаяся высокой растворимостью и летучестью, улетучивается из воды в атмосферу, где может превращаться в монометилртуть, удаляться с дождевыми осадками и возвращаться в водоемы и в почву, завершая, таким образом, локальный круговорот ртути. Типичные природные (фоновые) концентрации паров ртути в приземном слое в атмосферном воздухе обычно составляют 10–15 нг/м³ при колебаниях от 0,5–1 до 20–25 нг/м³. Видимо, именно такие содержания практически безопасны для живых организмов.

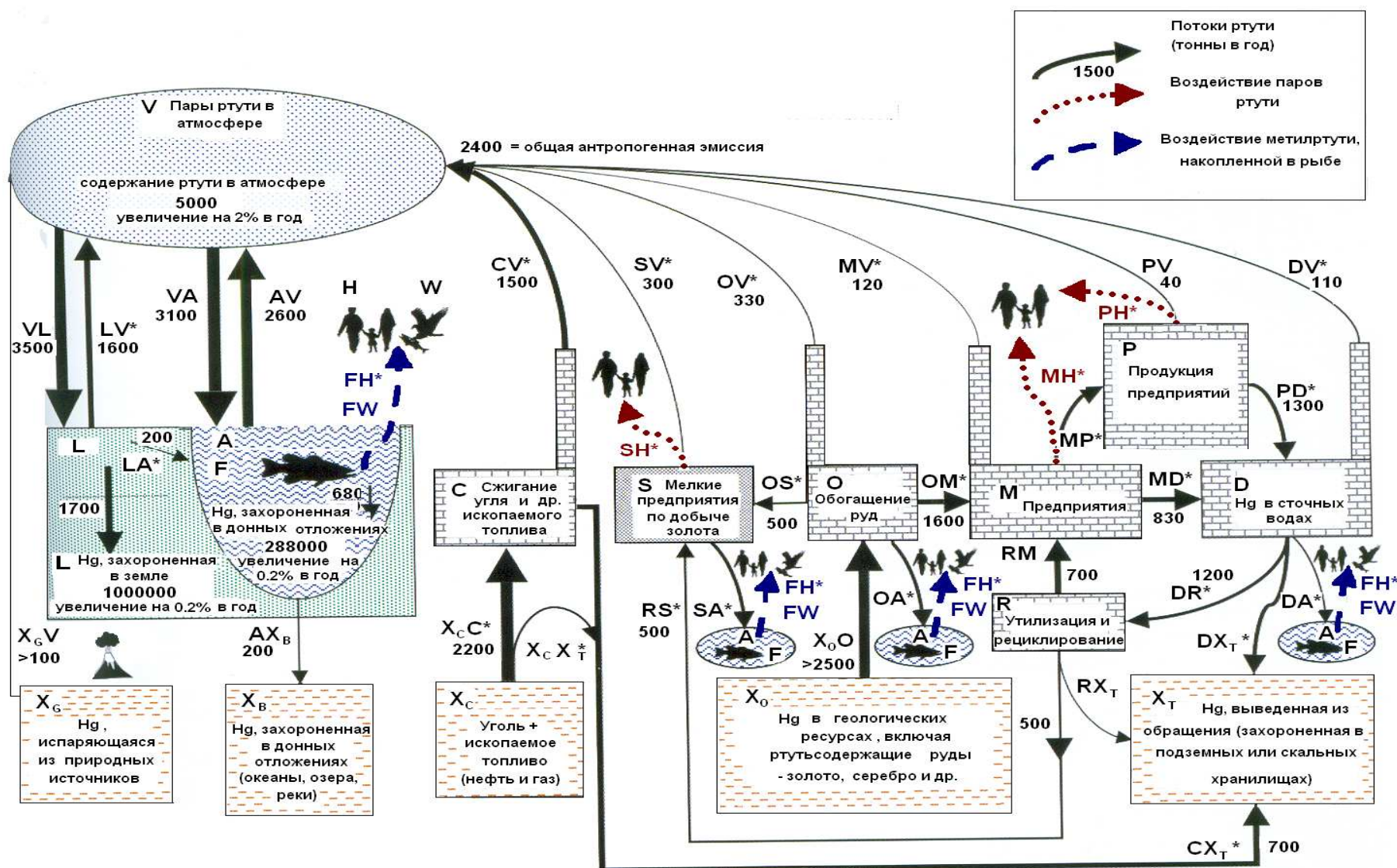


Рис. 6. Основные пути распространения ртути в окружающей среде (Махон, 2005)

Пояснения к рис. 6 (основные составляющие глобального круговорота ртути).

Код	Краткое обозначение	Определение
A	Водные системы	Ртуть в водных экосистемах и болотах. Ртуть, поступившая в водные системы, метилируется и аккумулируется рыбой
C	Сжигание угля и другого ископаемого топлива	Ртуть, поступившая в атмосферу в результате сжигания ископаемого топлива (уголь, нефть, природный газ)
D	Обработка	Ртуть в сточных водах хлорщелочного или других производств
F	Рыба	Ртуть в рыбе представлена метилированной формой
H	Человек	Ртуть, поступающая в организм человека с пищей (из рыбы) или при вдыхании паров
L	Суша	Ртуть в почве. Источники: осаждение на поверхность земли неорганических соединений металла, геологические месторождения ртути
M	Производство	Ртуть, используемая в производстве (продукты, содержащие ртуть, или технологические процессы с использованием ртути)
O	Производство металлической ртути	Ртуть, ставшая подвижной в результате обработки и очистки нетопливных минеральных ресурсов X_O
P	Продукты	Ртуть, содержащаяся в продуктах промышленного производства и приборах (термометры, переключатели, аккумуляторные батареи, флуоресцентные лампы, фунгициды, лекарства)
R	Утилизация и рециклирование	Ртуть, извлеченная из отходов, очищенная и поступившая в продажу или выведенная из обращения
S	Мелкие предприятия по добыче золота	Ртуть, используемая независимыми золотодобытчиками для концентрации самородного золота в процессе амальгамации
V	Пар	Пары ртути в воздухе помещений и вне помещений

Продолжение табл.

Код	Краткое обозначение	Определение
W	Животные	Ртуть, поступившая в организм рыбоядных диких животных и птиц
X	Вне биосферы	Ртуть раздела X не является частью биосферного круговорота и поэтому не опасна для людей и животных и может перейти в подвижное состояние когда-нибудь в будущем
X _B	Выведенная из обращения в результате естественных процессов	Ртуть, ранее находившаяся в биосфере, захороненная в осадках океанов, озер, дельтах рек
X _C	Запасы угля и другого ископаемого топлива	Ртуть в месторождениях ископаемого топлива (уголь, нефть, природный газ), которая может быть добыта и сожжена
X _G	Геологическая	Ртуть в геологических породах, из которых пары металла поступают в атмосферу в результате естественных процессов
X _O	Руды	Ртуть в геологических породах, не являющихся топливным ресурсом. Включает руды различных металлов – золота, серебра, олова, свинца, цинка, железа и др. Все геологические породы содержат определенное количество ртути, даже известняк, обжигаемый для производства извести
X _T	Выведенная из обращения в результате технологических процессов	Ртуть, помещенная на постоянное хранение или захороненная в подземных или скальных хранилищах

В зонах загрязнения концентрации возрастают в десятки и сотни раз, а в производственных или загрязненных ртутью помещениях могут достигать экстремально высоких значений (до 1–5 мг/м³). Главной формой ртути в атмосфере являются пары металла (HgO), меньшее значение имеют ионная форма, органические и неорганические (хлориды, йодиды) соединения. Ртуть также связывается с аэрозолями. В зонах загрязнения концентрации ртути в дождевой воде достигают 0,3–0,5 мкг/л и даже более (при фоне обычно не больше 0,1 мкг/л). В городах наблюдается увеличение количества ртути, переносимой с аэрозолями и атмосферной пылью.

Ртуть (прежде всего, метилртуть) относится к веществам, которые накапливаются в пищевой цепи. Это значит, что в каждом последующем организме содержание метилртути обычно многократно выше, нежели в предыдущем. Другие металлы не способны накапливаться по пищевой цепи.

3.5. Распределение ртути в компонентах водных экосистем

Вода. В природных водах, не испытывающих сильного антропогенного воздействия, ртуть присутствует в очень малых количествах, как правило, несколько нг/л (Лапердина, 2000). Содержание ртути в водных системах в Антарктике можно считать глобальными фоновыми значениями. Концентрация общей ртути в поверхностных водах в антарктических озерах и ледниках колеблется от менее 0,4 до 2,1 нг/л (Vandal et al., 1998; Lyons et al., 1999). Незагрязненные пресные воды, как правило, содержат <5 нг/л общей ртути (Bloom, 1989; Craig, 1986), хотя в гуминовых озерах или реках, богатых частицами Hg (Meili, 1997), может содержаться до 10–20 нг/л. Содержание ртути в загрязненных водах варьирует в пределах микрограммов на литр. Концентрация растворенной ртути в реке Нуре в Центральном Казахстане варьирует от 0,2 до 0,5 мкг/л в зависимости от сезона и содержания взвешенных твердых частиц (Heaven et al., 2000). Рекомендованный критерий качества воды в Голландии определяет предел в 0,05 мкг/л для общей растворенной ртути и 0,005 мкг/л для ртутьорганических соединений (Stumm et

al., 1996). Отношение метилртути к общей ртути обычно выше в водном столбе, чем в отложениях, и выше в пресной воде (до 30 % от общей ртути), чем в морской воде и эстуариях (до 5 % от содержания общей ртути) (Coquery et al., 1997; Mason, Sullivan 1999; Kudo et al., 1982; Meili, 1997; Leermakers et al., 1996).

В поверхностных водах ртуть мигрирует в двух основных фазовых состояниях – в растворе вод (растворенные формы) и в составе взвеси (взвешенные формы). В свою очередь, в растворе вод она может находиться в виде двухвалентного иона, гидроксида ртути, комплексных соединений (с хлором, органическим веществом и др.). Среди соединений Hg (II) по своему экологическому и токсикологическому значению особая роль принадлежит ртутьорганическим соединениям (WHO, 1990; Voening, 2000).

Донные отложения. Донные отложения составляют основное хранилище ртути в пресноводных системах. Фоновые концентрации ртути в незагрязненных донных отложениях сравнимы с уровнями в незагрязненных поверхностных почвах и со средними концентрациями в океанических отложениях – от 0,02 до 0,1 мкг/г (Lindqvist et al., 1994). Концентрации от 0,2 до 0,4 мкг/г общей ртути характерны для незагрязненных донных отложений, тогда как отложения в городских, промышленных или минерализованных областях могут содержать до 100 мкг/г общей ртути и до 100 нг/г метилртути (Craig, 1986). Концентрации метилртути в отложениях обычно равны 1 – 1,5 % от содержания общей ртути и имеют тенденцию к снижению (как правило, меньше 0,5 %) в эстуарной и морской окружающей средах (Olson, Cooper, 1974; Bartlett, Craig 1981; Craig, Moreton, 1999). Однако концентрации общей ртути в поровых водах отложений обычно намного выше, чем в прилегающем водном столбе (Cossa, Gobeilv, 2000), и доля метилртути может достигать значений между 30 и 85 % (Gagnon et al., 1996; Covelli et al., 1996). Загрязненные отложения могут содержать экстремально высокие концентрации общей ртути. Илы из залива Минамата содержали до 908 мкг/г (сухой вес) ртути (Fujiki, Tajima, 1992). Метилртути было меньше, чем 0,005 мкг/г (сухой вес) с максимальной величиной 0,03 мкг/г (Nosokawa, 1993), что, возможно, связано с высоким содержанием сульфида в отложениях или по-

давлением микробиологической активности при высоких уровнях ртути (Chen et al., 1996). В реке Нуре средняя концентрация общей ртути в отложениях – между 150 и 240 мкг/г (сухой вес) на самом загрязненном участке (Heaven et al., 2000). Было установлено, что отложения реки Эльбы содержат 12 мкг/г (сухой вес) общей ртути и 35 нг/г (сухой вес) метилртути (Hintelmann, Wilken, 1995).

Живые организмы. Содержание общей ртути возрастает по мере приближения к вершинам трофических цепей и достигает максимальных значений в организмах животных высших трофических уровней (рыбы, крупные хищники) (табл. 3).

Таблица 3

Содержание ртути в компонентах водных экосистем

Регион	Содержание Hg, мг/кг, сырой массы				Источник
	водо- росли	беспо- звоночные	мирные рыбы	хищные рыбы	
Побережье западной Австралии (район, загрязненный ртутью)	0,07	0,330	0,48	2,450	Francesconi et al., 1997
Озера северного Висконсина (США) (поступление ртути только с атмосферными осадками)	0,03	0,068	0,111	0,684	Latif et al., 2001
Тропическое озеро в отдаленной западной провинции Папуа-Новой Гвинеи	0,03	–	0,047	0,378	Bowles et al., 2001

При этом трудно выявить наиболее чувствительное к ртути звено водных экосистем. Биомасса фитопланктона в десятки и более раз превышает биомассы других трофических уровней. Первичная продукция водоемов в значительной степени определяется этим компонентом экосистемы водоема, поэтому можно считать, что именно фитопланктон является ключевым в распределении и трансформации ртути в водоеме и в значительной степени определяет судьбу остальных компонентов системы (Безель и др., 1983).

Установлено что высший коэффициент биоконцентрации наблюдается в системе вода-фитопланктон (Сухенко, 1995; Wiener et al., 1996; Кузубова и др., 2000). Концентрации ртути в фитопланктоне измеряются, как правило, величинами менее 1 мг/кг.

В работе по изучению закономерности распределения ртути в абиотических и биотических компонентах озер Северо-Запада России (Степанова, Комов, 1997) установлено, что содержание Hg в зоопланктоне мало и соизмеримо с содержанием в грунте (0,01–0,07 мг/кг), в зообентосе в 3–5 раз выше, чем в зоопланктоне. Более высокий уровень накопления ртути в бентосных организмах по сравнению с планктонными определяется, очевидно, большей продолжительностью их жизни. Водные беспозвоночные аккумулируют меньшие концентрации метилртути, чем рыба, в основном из-за своего малого размера, короткого жизненного цикла и питания животными более низких трофических уровней (Wong et al., 1997).

Содержание ртути в организме беспозвоночных из водоемов, не имеющих на территории водосборного бассейна локальных источников загрязнения, составляет: в организме представителей класса ракообразных – от 0,07 до 0,3 мг/г сырого веса (Bloom, 1992); у представителей различного класса насекомых – от 0,14 до 0,46 мг/кг сухой массы (Bjorklund et al., 1984); у моллюсков содержание ртути в организме может достигать 0,42 мг/кг сухого веса (Desy et al., 2000). Ракообразные из сильно загрязненного залива Минамата содержали ртути в организме до 178 мкг/г сухого веса (Fujiki, Tajima, 1992).

Содержание ртути в рыбе варьирует в широких пределах. Максимальное фоновое содержание ртути в рыбе из незагрязненных пресных водоемов 0,2 мг/кг, хотя значительно большие концентрации отмечены в органах рыб из районов геологических источников ртути. Концентрации от 0,01 до 1,5 мг/кг характерны для незагрязненных морских рыб и от 0,2 до 1 мг/кг для рыбы из незагрязненных пресных водоемов (Craig, 1986). Для сравнения: рыба из сильно загрязненного залива Минамата содержала до 15 мкг/г сырого веса (Fujiki, Tajima, 1992).

Содержание ртути в мышцах окуня из озер Северо-Запада России варьировало в пределах от 0,02 до 0,99 мг/кг сырого веса (Степанова, Комов, 1997). Содержание ртути в окуне из оз. Мид

(США) составило 0,3 (Cizdziel et al., 2003), а из р. Эльбы и ее притоков (сильно загрязнены) – 0,1–1,1 мг/кг сырой массы (Žlabek et al., 2005). Концентрации ртути в мышечной ткани пресноводных рыб колеблются в широком интервале: 0,02–0,08 у разного вида лососей из рек Восточного региона Берингова моря (Zhang et al., 2001), 0,1–0,9 – у леща из р. Эльбы (Žlabek, 2005), 0,1–0,8 мг/кг сырой массы у арапаимы из низовьев Амазонки (Crossa et al., 1999). Содержание металла в морской рыбе: 0,06–1,6 – у балтийской сельди (Linco, Terho, 1977); 0,14 – у желтоперого тунца из Калифорнийского залива Тихого океана (Morrissey et al., 2004); до 3,0 – у голубого тунца из Мессинского залива (Сицилия, Италия) (Licata, 2005); 0,2–0,3 мг/кг сырой массы – в сардинах из Тунисского пролива Средиземного моря (Joiris, 1999). Среди факторов, определяющих высокий уровень накопления ртути рыбой, выделяют: 1) абиотические характеристики водных экосистем (умеренно высокая температура, низкий уровень рН и солености воды, повышенное содержание растворенного органического вещества, малая площадь озер, высокая заболоченность водосборного бассейна); 2) к биотическим факторам, усиливающим аккумуляцию ртути, – хищное питание рыб (Cabana, Rasmussen, 1994), низкий темп их роста (Verta, 1990), преобладание в экосистеме гетеротрофных организмов над автотрофными (Степанова, Комов, 2004).

3.6. Содержание ртути в компонентах наземных экосистем

Почва. Почва является неотъемлемым компонентом в биогеохимическом цикле ртути. При этом информации о количестве и распространении разных форм металла в почвах и горных породах, значительно меньше, чем соответствующих данных для донных отложений и водной среды. Последние оценки круговорота металла показали, что большая его часть (около 60 %) осаждается на поверхность земли, а перемещение Hg в водных экосистемах зависит от наземных (Stein et al., 1996; Cristol et al., 2008). Кларк ртути в литосфере составляет 0,080–0,083 мг/кг, в почвах – 0,01 мг/кг (Виноградов, 1957; Li et al., 2010).

Формы нахождения ртути в почвах классифицируют по их степени связывания с почвенными частицами: водорастворимые (ио-

нообменные), комплексно-связанные, адсорбированные и химически связанные с минеральными компонентами. Водорастворимые формы представлены хлоридами, нитратами, сульфитами и органическими комплексными соединениями. Содержание алкильных соединений ртути в почвах, как правило, невелико. Соотношение форм ртути в почвах зависит от ряда факторов: типа почв, содержания органических и неорганических лигандов, глубины залегания почвенного слоя, его аэрируемости и влажности, техногенного воздействия (Horvat et al., 1993).

Фоновые уровни ртути в природных почвах зависят от их типа, но в большинстве случаев находятся в пределах 0,01–0,1 мг/кг. Нижние пределы характерны для песчаных почв, верхние – для почв, богатых органическим веществом. Содержания, превышающие эти величины, связаны с влиянием загрязнения (табл. 4).

Таблица 4

Содержание ртути в почвах различных регионов мира

Регион или страна	Содержание ртути, мг/кг	Особенности региона (природно-климатические, степень развития промышленности)	Источник
Россия	0,058±0,012	Дерново-подзолистые почвы	Фурсов, 1997;
Воронежский заповедник	0,009–0,056		Удоденко, 2011
Московская обл.	0,092–0,310	Условия техногенного загрязнения	Карпова, 2002
Алтайский край	0,078	Зона ртутных аномалий	
	0,08–300	Район завода по производству люминесцентных ламп	Yanin, Moskalenko, 1999
Забайкалье	0,1–3,59	Регион золотодобывающих предприятий	Лапердина, 1995

Продолжение табл. 4

Регион или страна	Содержание ртути, мг/кг	Особенности региона (природно-климатические, степень развития промышленности)	Источник
Казахстан	0,06	Фоновое значение	
Восточный Казахстан	0,2–5,99	Район угольного месторождения «Каражыра»	Панин и др., 2002
Павлодар-Аксуйский и Экибастузский промышленный узел	125 375	Павлодарский химический завод Район Самаркандского водохранилища, долины р. Нура	Панин, 2000
Центральный Казахстан, пригород Темиртау			
Украина			Панов, Шевченко, 2002
Донецко-Макеевский район (в зоне угледобывающих шахт)	До 9,0 До 10–15	Степные почвы Зона коксохимического и металлургического заводов	
г. Енакиево Никитский ртутный комбинат	До 15–20		
Киргизия	0,4–7,2	Юг страны, зона ртутных проявлений	Ковальский, 1982
Польша	0,036	Фоновые	Debski, 2005
Швейцария	0,18 0,10–0,43	Лесные почвы Зона химической промышленности	Rieder, 2011

Окончание табл. 4

Регион или страна	Содержание ртути, мг/кг	Особенности региона (природно-климатические, степень развития промышленности)	Источник
Великобритания	0,106 (0,04–0,19) 3,81 (0,69–12,6)	Непромышленные районы Район хлорщелочного комбината	Bull, 1977
США	0,01–4,6 (0,28) 0,01–0,9 (0,1–40)	Торфянистые почвы Глинистые и суглинистые лесные Зона ртутных рудников	Кабата-Пендиас, 1989
Китай	2,04–15,23	Район хлорщелочной и цветной металлургии	Zhang, 2009

В зонах загрязнения уровни ртути, особенно в верхних горизонтах почв, увеличиваются в десятки-сотни, иногда даже в тысячи раз. В почвах ртуть активно аккумулируется гумусом, глинистыми частицами, может мигрировать вниз по почвенному профилю и поступать в грунтовые воды, поглощаться растительностью, в том числе сельскохозяйственной, а также выделяться в виде паров и в составе пыли в атмосферу. При сильном загрязнении почв концентрации ртути в воздухе могут достигать опасных для человека величин.

Беспозвоночные. Беспозвоночные являются важным компонентом наземных экосистем и значимым белковым объектом питания консументов различных порядков среднего трофического уровня, служат одним из звеньев в миграции ртути на более высокие трофические уровни (Zhang, 2009).

Дождевые (земляные) черви. Земляные черви играют значительную роль в биогеохимическом круговороте элемента, т.к. по-

глощают и перерабатывают в кишечнике большие количества почвы, обогащенной органическим веществом и связанной с ним ртутью. Среди почвенных беспозвоночных дождевые черви имеют максимальную биомассу, при этом ряд авторов отмечает у них более высокую, чем у насекомых и растений способность аккумулировать тяжелые металлы (Ireland 1975; Gish and Christensen 1973; Morgan et al., 1992; Reinecke and Reinecke 1998). Содержание ртути в земляных червях из лесов Швейцарии, не подверженных промышленному воздействию, равно приблизительно 1 мг/кг сухой массы (Rueder, 2011). Средние концентрации ртути в теле червей в зоне до 5 км от источника промышленного загрязнения в Великобритании составляют 0,27–9,41 мг/кг, при удалении до 30 км от источника загрязнения концентрации ртути снижались до 0,031–0,170 мг/кг (Bull, 1977). Средние значения количества металла в червях из промышленных районов Китая равны приблизительно 2,5 мг/кг сухой массы (Zhang, 2009); США – приблизительно 15 мг/кг сырой массы (Talmage and Walton, 1993). Среднее содержание ртути в дождевых червях, собранных на территории Воронежского государственного заповедника, – 0,45 мг/кг сухой массы, при этом максимальное значение количества металла отмечено в червях, обитающих в дерново-лесных почвах бора (0,632 мг/кг сухой массы); меньшие концентрации установлены для червей из серых лесных почв дубняков и осинников (0,326 мг/кг и 0,211 мг/кг соответственно) и пойменных лесных почв ольшаников (0,248 мг/кг). Кроме того, установлена достоверная корреляционная зависимость между содержанием ртути в верхних горизонтах почв разных биотопов Воронежского заповедника и количеством металла в дождевых червях обитающих в них $r = 0,55–0,65$, $p < 0,001$ (Удоденко, 2012). Однако корреляции между концентрацией ртути в почвенных горизонтах и в дождевых червях обнаруживаются не всегда: в условиях лабораторного эксперимента статистически достоверных связей для червей рода *Eisenia* не наблюдалось (Zagury, 2006). В исследованиях, проведенных на территории Швейцарии, статистически достоверная зависимость выявлена только для вида *Lumbrica rubellus* (Rieder, 2011).

Установлены зависимости концентраций ртути от видовой принадлежности червей, а также от занимаемой ими экологической ниши (Ernst, 2008; Rieder, 2011). Установлены зависимости между содержанием ртути в земляных червях и их длиной (Zhang, 2009), а также глубиной их обитания (Reinecke et al., 1998; Rieder et al., 2011).

Членистоногие. В ранее проведенных исследованиях установлено, что насекомые способны накапливать тяжелые металлы (Devkota, Schmidt, 2000; Heliovaara, Vidingen 1990; Хсу et al., 2006; Pamela et al., 2007). В результате высокой способности накапливать тяжелые металлы из окружающей среды некоторые виды хищных насекомых используют в качестве биоиндикаторов в мониторинге экологических загрязнений тяжелыми металлами (Nummelin et al., 2007).

Установлено, что содержание ртути в беспозвоночных зависит в большей степени от объектов питания и не зависит от размеров их тела и возраста. Так, содержание ртути в насекомых, собранных на прибрежных территориях озер Канады и Швеции, составило 0,02–0,90 мг/кг сухой массы, при этом у ручейников (*Limnephilidae*) количество металла – 0,06–0,14 мг/кг; у гребляков (*Gerris* sp и *Sigara*) и паденок (*Leptophlebia* sp) – 0,04–0,24 мг/кг; у двукрылых (*Chironomus*), хищных жуков (*Gyrinus* sp) и стрекоз (*Somatochlora* и *Cordulia*) – 0,11–0,92 мг/кг сухой массы (Tremblay, 1996). Содержание ртути в беспозвоночных из промышленных районов Китая составляет у растительноядных видов: саранча (*Locusta migratoria manilensis*) – $0,62 \pm 0,60$; кузнечики (*Acrida Chinensis*) – $3,77 \pm 2,94$; хрущи (*Holotrichia*) – $10,78 \pm 11,75$; личинки бабочек (*Eligma narcissus*) – $12,91 \pm 9,90$ мг/кг сухой массы; у хищных видов: пауки – $0,92 \pm 1,30$, богомолы – $13,36 \pm 22,46$, стрекозы – $151,7 \pm 180,8$ мг/кг сухой массы (Zhang et al., 2009).

Млекопитающие. Важную роль в передаче ртути внутри экосистемы играет способность металла накапливаться по пищевой цепи (Gardner, 1978; Winer, 1996). Минимальные концентрации ртути в органах млекопитающих установлены у растительноядных

животных, средние значения количества металла отмечены в тканях всеядных видов, максимальные – у хищных ихтиофагов (табл. 5). В исследовании накопления ртути в органах млекопитающих разных трофических уровней, отловленных в Hg-загрязненных наземных экосистемах Джорджии (США), установлены различные концентрации металла. Средние значения содержания Hg (сухой вес) в органах растительноядных хлопковых крыс (*Sigmodon hispidus*): в мышцах – 0,09 мг/кг, в печени – 3,8 мг/кг; в органах всеядных опоссумов (*Didelphis marsupialis*) и плотоядных серых крыс (*Rattus norvegicus*) количество металла – 6,5–7,4 мг/кг и 13–15,0 мг/кг соответственно (Gardner et al., 1978).

Средние показатели содержания ртути в печени грызунов (*Dipodomys merriami*, *Chaetodipus penicillatus*, *Peromyscus eremicus*, *Neotoma lepida*), отловленных в штате Невада (США), варьировали в пределах от 0,002 до 0,01 мг/кг сухой массы (Gerstenberger et al., 2006). Количество металла в почках и печени оленьего хомячка (*Peromyscus maniculatus*) из Северной Америки варьирует в пределах 0,035–0,1 и 0,36–0,43 мг/кг сухой массы соответственно (Vucetich, 2001).

Содержание Hg в органах рыжих полевок, отловленных в Воронежском государственном заповеднике, составляет 0,03–0,5 мг/кг сухой массы (Комов и др., 2010).

Содержание ртути в органах млекопитающих может в значительной степени зависеть от наличия природных и антропогенных источников ртути, степени развития промышленности и природно-климатических особенностей района их местообитания. Содержание ртути в органах лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) и рыжих полевок (*Clethrionomys glareolus*) из окрестностей хлорщелочного завода в Англии было значительно больше (в среднем по органам 0,98 мг/кг), чем у животных с контрольных площадок (с 0,07 мг/кг) (Bull et al., 1977). Количество металла в печени мелких грызунов из районов, где применялась обработка посевного материала Hg-содержащими фунгицидами, составляет 1,25 мг/кг, у животных из районов, где обработка не проводилась, количество металла – 0,18 мг/кг (Fimreite et al., 1970). В организмах мелких грызунов

(*Apodemus sylvaticus*, *Clethrionomys glareolus*), питающихся в течение 14 дней семенами, обработанными соединениями ртути, отмечено увеличение количества металла в 2–10 раз (Jefferies et al., 1973). У мышевидных грызунов, отловленных в районе ртутьсодержащего месторождения в США (шт. Вайоминг), содержание ртути в органах значительно выше (0,02–0,30 мг/кг), чем у грызунов из областей, не имеющих ртутных месторождений (<0,008 мг/кг) (Huckabee et al., 1979).

У растительноядных млекопитающих: полуводных крупных грызунов (бобров и ондатр), а также у представителей семейств зайцеобразные (Lagomorpha) и парнокопытные (Artiodactyla) содержание ртути в органах, как правило, не превышает 0,2 мг/кг (Gardner et al., 1978; Kocan, 1980; Krynski et al., 1982; Sheffy, 1977).

В исследовании, проведенном на юго-западе провинции Онтарио (Канада), отмечены значительные различия содержания ртути в органах разных видов хищных млекопитающих. Максимальные значения количества металла установлены для выдры (мышцы – 0,89; почки – 1,05; печень – 2,97 мг/кг), средние для куницы и хорька (в мышцах – 0,34) и минимальные у енотов, скунсов и лис (мышцы – 0,05, мозг – 0,06; печень – 0,95 мг/кг) (Frank, 1979).

Содержание ртути в печени пушных животных из центральной части США (шт. Висконсин) составило: у лис – 0,04; у енотов – 2,01; у норок – 2,08; у выдр – 3,34 мг/кг (Sheffy, Amant, 1982).

По данным нескольких исследований, содержание ртути в печени песка (*Alopex Lagopus*) из северо-западных территорий Канады составило 0,76 мг/кг, а в печени волка (*Canis lupus*) – 0,24 мг/кг. Эти виды питаются преимущественно мелкими грызунами и карибу. Содержание ртути в печени ездовых собак, которых кормили почти исключительно кольчатой нерпой (*Pusa hispida*), количество металла в мышцах которой в среднем 0,72 мг/кг, в печени – 27,5 мг/кг, составило в среднем 11,4–30,3 мг/кг (Smith and Armstrong, 1975).

Значительные различия в количестве металла в органах животных из разных местообитаний отмечены для енотов (в печени – от 1,4 до 4,5) (Bigler et al., 1975), опоссумов, рысей (Cumbie and

Jenkins, 1975), выдры и норки (Cumbie, 1975; Sheffy, 1977; Kucera, 1983). Отмеченные различия связывают с местным или региональным источниками поступления ртути в окружающую среду. Содержание ртути в шерсти млекопитающих из промышленных районов Висконсина составляет 10,5 мг/кг у норки и 9,5 мг/кг у выдры; у животных из удаленных от промышленной зоны районов значения количества металла были значительно ниже – 3,0 мг/кг у норки и 3,8 мг/кг у выдры.

Влияние географических факторов рассмотрено в работе (Eaton and Farant, 1982), где отмечены значительные различия (от 0,5 до 44,3 мг/кг) в значениях содержания ртути в шерсти белых медведей канадской Арктики: количество металла в органах животных из западной Арктики значительно выше (в среднем 18,5 мг/кг), чем у млекопитающих из восточной Арктики (среднее – 4,9 мг/кг). Такие различия в количестве металла авторы связывают с региональными особенностями спектра питания животных. В исследовании, проведенном в Канаде, установлены различия (до 5 раз) в содержании ртути в органах енотов, обитающих в разных районах страны. Такие различия связывают с особенностями кормового спектра и разными естественными региональными фоновыми уровнями ртути в окружающей среде этих геологических регионов (Pen et al., 1980; Frank et al., 1976). Кроме того, причиной различий концентраций ртути в органах млекопитающих называют особенности химических свойств почвы и воды района их обитания (Cumbie, Jenkins, 1975), что обуславливает подвижность Hg и ее соединений в экосистеме.

Содержание ртути в разных органах млекопитающих не одинаково. Максимальные концентрации металла отмечены в печени и почках, меньше в мышцах и минимальные в мозге (Frank et al., 1979, Pen et al., 1980). Содержание ртути в разных органах животных часто сильно коррелирует между собой (Cumbie, 1975; Beck, 1977; Sheffy, 1977; Kucera, 1983).

Таблица 5

Содержание ртути в органах разных видов диких млекопитающих

Вид	Регион (степень развития промышленности)	Содержание ртути				Источник
		мышцы	печень	почки	мозг	
1	2	3	4	5	6	7
Отряд грызуны (Rodentia)						
Рыжая полевка <i>Clethrionomys glareolus</i>	Россия, Воронеж- ский государст- венный заповед- ник	0,009–0,02	0,012–0,026	0,012–0,094	0,006–0,034	Комов и др., 2010
Кенгуровый пры- гун Мерриама <i>Dipodomys merriami</i>	США, штат Нева- да		0,001–0,02 (0,004±0,006) сухой массы			Gerstenberger et al., 2006
Пустынный щети- нистый прыгун <i>Chaetodipus penicillatus</i>			0,001–0,02 (0,003±0,005) сухой массы			
Кактусовый хомя- чок <i>Peromyscus eremicus</i>			0,001–0,09 (0,01±0,017) сухой массы			
Пустынный хомяк <i>Neotoma lepida</i>			0,01–0,017 (0,01±0,017) сухой массы			

Продолжение табл.5

1	2	3	4	5	6	7
Белоногий хомячок <i>Peromyscus maniculatus</i>	Северная Америка		0,035–0,1 сухой массы	0,36–0,43 сухой массы		Vucetich, 2001
	США промышленный район			1,16±1,16 сухой массы		Talmage and Walton, 1993
Рыжая полевка	Великобритания, территория, удаленная от промышленности	0,04–0,11 (0,06±0,01)	0,03–0,13 (0,06±0,02)	0,02–0,17 (0,08±0,02)	0,03–0,08 (0,05±0,01)	Bull, 1977
Лесная мышь <i>Apodemus sylvaticus</i>		0,03–0,13 (0,07–0,001) сырой массы	0,01–0,07 (0,04±0,01) сырой массы	0,05–0,27 (0,12±0,02)	0,03–0,13 (0,06±0,01) сырой массы	
Рыжая полевка	Великобритания, промышленная территория ($< 0,05$ км) хлорщелочного производства	0,08–0,66 (0,28±0,08) сырой массы	0,06–0,34 (0,15±0,04) сырой массы	0,14–0,75 (0,35±0,1) сырой массы	0,07–0,20 (0,13±0,02) сырой массы	Bull, 1977
Лесная мышь		0,06–4,59 (0,98±0,73) сырой массы	0,09–0,53 (0,23±0,07) сырой массы	0,17–1,29 (0,52±0,16) сырой массы	0,09–1,88 (0,55±0,28) сырой массы	
Норвежская крыса <i>Rattus norvegicus</i> L.	Джорджия, ртуть-загрязненное болото	7,4	15			Gardner et al., 1987
Суслик Ричардсона <i>Uroditellus richardsonii</i>	Канада, Саскачеван		0,02–3,47 (1,05±1,5)			

Продолжение табл. 5

1	2	3	4	5	6	7
Ондатра <i>Ondatra zibethicus</i>	США	0,01–0,08	0,04–0,69 0,07±0,03	0,05–0,31	< 0,02	Desai- Greenaway, 1976
Бобр <i>Castor fiber</i>	Квебек	0,01–0,02				Desai- Greenaway, 1976
	Онтарио	0,03 (0,02–0,04)	0,03 (0,02–0,04)	0,03 (0,02–0,04)	0,03 (0,02–0,04)	Wren et al., 1980
	Висконсин	<0,02	0,04±0,03	0,09±0,02	< 0,02	Sheffy and St. Amant, 1982
Отряд парнокопытные (Artiodactyla)						
Кабан <i>Sus scrofa</i>			0,04			
Карибу <i>Rangifer tarandus</i>	Северо-запад Ка- нады	0,02±0,0	0,20±0,04			Smith and Armstrong, 1975
Косуля <i>Capreolus</i>	Германия Польша необработанные площади лесов	0,013–0,021	0,015–0,027	0,027–0,042		Krynski et al., 1982
	площадь, обрабо- танная ртутью	0,020–0,047	0,022–0,036	0,042–0,053		

Продолжение табл. 5

1	2	3	4	5	6	7
Белохвостый олень <i>Odocoileus virginianus</i>	США, шт. Огайо	0,01±0,04	0,02±0,04	0,10±0,06	0,02±0,02	Lynch, 1973
Отряд насекомоядные (Insectivora)						
Обыкновенная бурозубка <i>Sorex araneus</i>	Россия, Воронежский государственный заповедник	0,041–0,369	0,09–0,262	0,128–0,500		Комов и др., 2010
Малая бурозубка <i>Sorex minutus</i>		0,041–0,123	0,087–0,61	0,067–0,209		
Выхухоль <i>Desmana moschata</i>	Россия, Липецкая область	0,03–0,25	0,5–62	0,1–2,4	0,01–0,07	Комов и др., 2010
Короткохвостая бурозубка <i>Blarina brevicauda</i>	США промышленный район			38,8±24,6 сырой		Talmage and Walton, 1993
	США, удаленный от промышленности р-он			0,95±0,59 сырой		
Отряд хищные (Carnivora)						
Выдра <i>Lutra lutra</i>	Канада, о. Онтарио	36,0	96,0	58,0	30,0	Wren et al., 1985; Wren et al., 1980; O'Connor and Nielson, 1980; Sheffy and St. Amant, 1982
	США	0,89±0,22 (0,68–1,19)	2,97±2,32 (1,4–6,28)	1,05±0,28 (1,2–1,88)		
	США, шт. Висконсин		0,34–5,1			
	США, шт. Луизиана	1,44±1,12	3,34±4,13 0,14–14,50	8,47±5,25	0,74±0,63	

Продолжение табл. 5

1	2	3	4	5	6	7
Американская норка <i>Neovison vison</i>	Канада, пр. Квебек	1,87	9,23		0,83	Desai-Greenaway, 1976; Wobeser, 1976; Frank et al., 1979; Sheffy and St. Amant, 1982
	Канада, Саскачеван	15,2	58,2	31,9	13,4	
	Канада, о. Онтарио	0,71±0,31				
	США, шт. Висконсин	1,26±1,1	2,08±3,4	2,33±3,0	0,46±0,4	
Соболь <i>Martes zibellina</i>	Северо-запад Канады	0,31±0,54	0,76±1,12 (н.д. – 4,25)			Smith and Armstrong, 1975
Лесная куница <i>Martes martes</i>	Канада	0,34±0,18				Frank et al., 1979
	США	0,23 (0,12–0,33)	0,27 (0,15–0,40)	0,78 (0,56–1,02)	0,12 (0,06–0,16)	Desai-Greenaway, 1976
Лесная куница	Швеция, район загрязненный ртутью		0,3–40,0			Borg et al., 1969
Лесной хорек <i>Mustela putorius</i>			2,0–33,3			
Горностай <i>M. erminea</i>			< 0,2			

Окончание табл. 5

1	2	3	4	5	6	7
Обыкновенный волк <i>Canis lupus</i>	Северо-запад Канады	0,05±0,03 (н.д. – 0,08)	0,24±0,15 (н.д. – 0,68)			Smith and Armstrong, 1975
Обыкновенная лисица <i>Vulpes vulpes</i>	США, Висконсин Швеция	< 0,02 30,0	0,04±0,03 < 1,0–79,9	0,14±0,14	< 0,02	Smith and Armstrong, 1975; Borg et al., 1969
Домашняя собака <i>Canis lupus familiaris</i>	Северо-запад Канады	0,79±0,16 (н.д. – 1,06)	11,4±8,8 (н.д. – 30,3)			Smith and Armstrong, 1975
Белый медведь <i>Ursus maritimus</i>	Канада	0,08–0,19 (0,01–0,66)				Desai-Greenaway, 1976
Черный медведь <i>Ursus americanus</i>	Айдахо	0,08				Benson et al., 1974
Енот <i>Procyon</i>	США, ш. Флорида США, ш. Джорджия Италия США, Южная Королина	0,14±0,98 0,28±0,26 0,13±0,9 0,39±0,16	 4,53±3,14			Bigler et al., 1975

3.7. Токсические свойства ртути и ее соединений.

Эффективные дозы и концентрации ртути для позвоночных

Несмотря на высокую токсичность, ртуть является жизненно необходимым микроэлементом для живых организмов. Ее малые концентрации стимулируют интенсивность обмена веществ, а также некоторых физиологических процессов (Трахтенберг, Коршун, 1988). Однако при увеличении содержания ртути эти эффекты уступают место токсическому воздействию. Токсичность металлической ртути, ее неорганических и органических соединений отличается по механизму воздействия и предельно допустимым концентрациям. В основе токсического действия ртути на живые организмы лежит высокая способность металла вступать в химическую связь с сульфгидрильными SH-группами белковых молекул, блокируя тем самым биологически активные центры и вызывая широкий спектр патологических изменений, например, нарушение сенсорных и двигательных функций центральной нервной системы. Последние входят в состав практически каждого белка, выполняющего ферментативные или структурообразующие функции. Именно поэтому спектр патологических изменений в клетках живых организмов при воздействии ртути достаточно широк: подавление белкового синтеза и снижение активности ферментов антиоксидантной защиты, приводящее в том числе к нарушениям метаболизма многих биологически активных веществ; активация свободнорадикального и перекисного окисления с повреждением важнейших молекулярных структур и биомембран и др. (Казначеев, Дарянин, 1989; Габайдуллин и др., 1999).

Являясь сильными, но неспецифическими белковыми и ферментными ядами, соединения ртути наносят вред клеткам живых организмов при накоплении их в достаточных концентрациях, а избирательная токсичность ртути (органических соединений – для ЦНС, неорганических – для желудочно-кишечного тракта и почек) связана с ее избирательным распределением в организме.

Токсичность ртути зависит от вида ее соединений, которые по-разному всасываются, метаболизируются и выводятся из организ-

ма. Наиболее опасны алкильные соединения металла с короткой цепью, обладающие хорошей жирорастворимостью и легко проникающие через клеточные мембраны, за счет взаимодействия с их липидными компонентами (Dales, 1972).

Биологические последствия проявляются прежде всего в прямом токсическом воздействии металла на животных, приводящем в тяжелых случаях к их массовой гибели. При действии малых концентраций ртути (на уровне ПДК водоемов рыбохозяйственного водопользования, равной 0,1 мкг/л) в водных экосистемах отмечается нарушение первичной продукции и трофических связей, а также нарушение равновесия между авто- и гетеротрофными организмами, что в конечном счете приводит к изменению биотического круговорота и дестабилизации экосистемы в целом (Сухачев, 1989).

Водные беспозвоночные. Соли ртути в концентрациях от 0,02 до 100,00 мг/л вызывают неспецифические поведенческие и морфофункциональные нарушения у пресноводных беспозвоночных *Limnaea stagnalis*, *Viviparus viviparus* и *Chironomus plumosus*, с наименьшей чувствительностью у личинок хирономид. При этом изменения локомоторной активности, поведения наступают раньше, чем явные признаки отравления (Белоногова и Шляхтин, 2001).

У чувствительных видов гидробионтов тормозится воспроизводство при концентрациях ртути в воде 0,03–1,6 мкг/л. У планарий (Best et al., 1985) и брюхоногого морского моллюска *Crepidula fornicata* (Thain, 1984) задерживается откладка яиц и снижается плодовитость при 0,25 мкг Hg^{2+} /л.

Для взрослых особей морского моллюска *Crepidula fornicata* при его содержании в течение 16 недель в растворе 0,25 мкг Hg^{2+} /л отмечено замедление роста (Thain, 1984), так же как и для молоди пресноводного моллюска *Villosa iris* в 21-дневных хронических тестах при концентрации ртути более 8 мкг/л (Valenti, 2005).

У моллюска *Crepidula fornicata*, экспонированного при 6–10 мкг Hg^{2+} /л в течение 96 часов, прекращается питание взрослых особей и снижается скорость плавания личиночных стадий (Thain, 1984).

Наблюдается некоторое повышение устойчивости к токсическому действию ртути у самок *Daphnia magna*, подвергавшихся на протяжении 4 дней действию Hg с последующим содержанием в чистой воде также на протяжении 4 дней, сохранявшееся в двух последующих поколениях. Уровень содержания ртути и тионеин-подобных протеинов у родителей повышен (Tsui, 2005).

Изменение поведения и замедление регенерации поврежденных тканей и органов отмечено для пресноводных планарий, экспонированных при 80–100 мкг MeHg/л (Best et al., 1981).

Хлорид ртути в концентрациях 0,36, 0,72 и 1,28 мкг Hg/л и 21-дневной экспозиции не влияет на выживаемость и плодовитость самок *Daphnia magna*, при 2,7 мкг/л вызывает 100-процентную гибель животных. Хлорид метилртути в концентрациях 0,04, 0,07, 0,13 и 0,26 мкг/л, не оказывая влияния на показатель выживаемости животных, достоверно снижает их плодовитость (начиная с 0,07 мкг/л) (Biesinger et al., 1982). За указанные сроки ракообразные накапливают хлорид метилртути более интенсивно и в больших количествах, чем хлорид ртути, однако выведение последнего из организма животных после перенесения их в чистую воду происходит быстрее.

Рыба. У чувствительных видов лососевых уровень накопления ртути 3–5 мг/кг сырой массы приводит к летальному исходу (Wiener, Spry, 1996). При этом у других видов этот порог значительно выше. В заливе Минамата отлавливали рыбу без каких-либо признаков патологии, в мышцах которой содержание ртути составляло 8–24 мг/кг (Kitamura, 1968), в озерах Флориды – большеротого окуня с 0,04–1,53 мг/кг сырой массы (Lange et al., 1993). У рыб, подвергавшихся воздействию метилртути на стадии икры и накопивших до 0,27 мг/кг на стадии личинок, в возрасте трех лет были отмечены нарушения пищевого поведения (Fjeld et al., 1998). Поступление метилртути в икру из воды (с концентрацией 0,1–7,8 нг/л) нарушало процесс выклева и влияло на сердечный ритм эмбрионов, в то время как поступление этого вещества из материнского организма не имело никаких последствий (Latif et al., 2001).

Земноводные и пресмыкающиеся. В лабораторных исследованиях установлено, что действие ртути концентрацией 0,05 мг/кг в течение 4 суток вызывает 50-процентную гибель эмбрионов шпорцевой лягушки, в течение 7 суток – 100-процентную. У эмбрионов отмечено нарушение морфогенеза, нейрофизиологии и нейроиммунного регулирования (Ide et al., 1995). Летальная концентрация HgCl в воде для головастиков узкоротой квашки составляет 2,04 мг/кг.

Содержание метилртути до 200 мг/г в пище подвязочного ужа (*Thamnophis sirtalis*) не вызывает видимых признаков отравления – снижения потребления продуктов питания, нарушения воспроизводства.

Никаких клинических признаков токсичности ртути не отмечено у пойманных аллигаторов (США, штат Флорида), несмотря на то что содержание ртути в мышцах 0,04–4,28, в почках 0,15–65,33, в печени 0,14–99,48 мг/кг сырой массы (Heaton-Jones et al., 1997). При этом концентрации ртути в органах аллигатора (мышцы – 3,48, почки – 33,55, печень – 158,85 мг/кг сырой массы), найденного мертвым в загрязненном ртутью пруду в Южной Каролине, относят к первому задокументированному смертельному случаю отравления крокодила ртутью (Brisbin et al., 1998).

В исследовании, проведенном во Флориде (США), установлено содержание ртути в яйцах миссисипского аллигатора (*Alligator mississippiensis*) – $0,54 \pm 0,006$ мг/кг сырой массы (Ogden et al., 1974), у американского крокодила (*Crocodylus acutus*) – $0,07 \pm 0,01$ мг/кг (Ogden et al., 1974; Stoneburner, Kushlan 1984). Концентрация ртути в яйцах нильского крокодила (*Crocodylus niloticus*), собранных на берегу озера Кариба (Зимбабве), $0,23 \pm 0,03$ мг/кг сухой массы (Phelps et al., 1989).

Птицы. Данные по содержанию ртути в организме птиц, способной негативно влиять на их поведение и воспроизводство, довольно противоречивы. Вероятно, это связано со способностью птиц включать метилртуть в структуру перьев, в результате чего период полувыведения ртути из организма птиц может занимать

меньше трех месяцев (Stickel et al., 1977). С возрастом содержание ртути в органах птиц может снижаться. Зимой 1976 г. в Голландии наблюдалась гибель серых цапель. Содержание ртути в печени у погибших птиц в среднем составляло 27 мг/кг – сублетальная концентрация металла для этого вида (пределы остротоксичных концентраций Hg в эксперименте – от 100 до 200 мг/кг в печени) (Molen et al., 1982). Было высказано предположение о совместном действии на птиц метилртути и неблагоприятных климатических факторов (низкая температура воздуха), приведшем к летальному исходу. В экспериментах с инъектированием метилртути в яйца птиц была установлена 50-процентная гибель эмбрионов при концентрации ртути в яйце 1,7 мг/кг – у кряквы, 1,0 – у гуся, 0,4 – у курицы, 0,15–0,22 – у цапли, 0,12 – у ибиса и 0,18 – у скопы (Heinz et al., 2009). У полярной гагары нарушается воспроизводство, если в рационе ее питания концентрация ртути составляет 0,21 мг/кг, становится невозможным – при 0,4 мг/кг (Burgess, Meyer, 2008). При 0,1 мг/кг в корме негативные эффекты могут проявляться у более чувствительных к этому токсиканту видов птиц (Eisler, 1987). Вместе с тем в полевых исследованиях показано, что у некоторых уток с высоким (больше 0,7 мг/л) и низким (меньше 0,7 мг/л) содержанием ртути в яйцах нет статистически значимых различий в показателях эмбриональной смертности (Henny et al., 2000).

Млекопитающие. Для норки и выдры содержание ртути в мозге, превышающее 10 мг/кг, и в печени в пределах 20–100 мг/кг несовместимо с жизнью (Dansereau et al., 1999). У лисы острый токсикоз с летальным исходом наблюдался при содержании ртути в печени и почках на уровне 30 мг/кг (Borg et al., 1969), у куницы – 40 мг/кг, хорьков – 32–34 мг/кг сырой массы.

В печени пантеры, погибшей, вероятно, в результате отравления метилртутью, концентрация металла составляла 110 мг/кг (Roelke et al., 1991). У домашних кошек острое отравление, приводящее к смерти, наблюдалось при концентрациях ртути в печени 37–145 мг/кг (Harada, Smith, 1975). Пороговая концентрация ртути в

пище норки, вызывающая функциональные нарушения, равна 1,1 мг/кг сырой массы (Scheuhammer et al., 2007). Результаты исследований влияния ртути и ее соединений на млекопитающих приведены в табл. 6.

Таблица 6

Воздействие ртути на млекопитающих

Вид	Вид и время воздействия	Содержание ртути в органах, мг/кг	Эффект	Источник
1	2	3	4	5
Белоногий хомячок <i>Peromyscus</i>		Шерсть – 0,31–10,8	Нарушение ориентации в пространстве	Burton et al., 1977
Крыса <i>Rattus norvegicus</i>	3,9 мг/кг MeHg в корме	Молоко – 0,16 Мозг – 2,9 Мозг крысят – 0,44	Уменьшение массы. Гормональные нарушения	Sundberg, Oskarsson 1992
Свинья <i>Sus spp.</i>	0,5 мг/кг в корме беременных самкам		Мертворождение	Khera, 1979
Собака домашняя <i>Canis familiaris</i>	В корме беременных самок	0,1–0,25	Мертворождение	Khera, 1979
Кошка домашняя <i>Felis catus</i>	0,25 мг/кг ртути в корме	Печень – 40,2 Почки – 21,6 Мышцы – 15,1 Мозг – 0,85	Судороги конечностей через 68 дней, средняя продолжительность жизни 78 дней	Eaton et al., 1980
	0,5 мг/кг в корме в течение 7–11 месяцев	Печень – 11,9 Почки – 1,27 Мышцы – 1,59	Изменение строения клеток печени	

Продолжение табл. 6

1	2	3	4	5
Американская норка <i>Mustela vison</i>	1 мг/кг MeHgCl ₂ в корме в те- чение 6 ме- сяцев	Печень – 30,1 Печень – 44,1 Мозг – 15,3 Почки – 28,4	Нарушения ко- ординации дви- жений, судоро- ги, смерть	Wren et al., 1987
	5 мг/кг MeHgCl ₂	Печень – 55,6 Почки – 37,7 Мышцы – 25,2 Мозг – 19,9	Нарушение ко- ординации дви- жений, отсутст- вие аппетита, смерть на 30–37-й день	Aulerich et al., 1974
	0,44 мгHg/кг в корме в течение 120 дней	Печень – 4,2 Почки – 2,6	Никаких клини- ческих и патоло- гических эффек- тов	Wobeser et al., 1976
Выдра <i>Lutra canadensis</i>	0,09 мг/кг в корме	Печень – 32,6 Почки – 37,6 Мышцы – 13,3 Мозг – 13,3	Нарушение ко- ординации дви- жений, отсутст- вие аппетита, поражение по- чек и нервной системы через 168–199 дней	O'Connor, Nielsen, 1981
	0,037 мг/кг в корме	Печень – 32,6 Почки – 37,6 Мышцы – 13,3 Мозг – 13,3	Нарушение ко- ординации дви- жений, отсутст- вие аппетита, поражение по- чек и нервной системы через 54 дня	
Макак-резус <i>Macaca mulatto</i>	0,5 мг/кг в корме беременных самок в течение 20–30 дней		Выкидыши	Khera, 1979



Содержание ртути в почвенных горизонтах и беспозвоночных животных из разных биотопов

4.1. Почвенные горизонты

Почва является неотъемлемым компонентом в биогеохимическом цикле ртути. Последние оценки круговорота металла показали, что большая его часть (около 60 %) осаждается на поверхность земли, а перемещение Hg в водных экосистемах зависит от наземных (Stein et al., 1996; Cristol et al., 2008). Среди почвенных беспозвоночных земляные черви имеют максимальную биомассу, при этом ряд авторов отмечает у них более высокую, чем у насекомых и растений, способность аккумулировать тяжелые металлы (Ireland 1975; Gish and Christensen 1973; Morgan et al., 1992; Reinecke and Reinecke 1998). Хищные виды насекомых используются в качестве биоиндикаторов оценки количества тяжелых металлов в почвенной среде (Nummelin et al., 2007). Беспозвоночные животные являются важным белковым объектом питания следующих звеньев трофических сетей наземных экосистем.

На исследованной территории сформировались подзолистые и дерново-подзолистые почвы. С понижением рельефа в них появляются признаки гидроморфизма, о чем свидетельствует разная степень оглеения.

Мощность гумусово-аккумулятивного горизонта в районе исследования составляла 15 см. Элювиальный горизонт достигал мощности до 25 см. Нижележащий иллювиальный горизонт – до 50 см. На глубине 80 см начинался переходный к материнской породе горизонт. На исследованной территории преобладали почвы легко- и среднесуглинистого гранулометрического состава. Отмечено неравномерное распределение ртути по почвенному профилю исследованных биотопов. В целом среднее содержание металла по горизонтам почв на всей исследованной территории составляло 0,032 мг/кг, с минимальным и максимальным значением в пределах 0,002–0,142 мг/кг сухой массы (табл. 7). Почти для всех исследованных биотопов с увеличением глубины отбора образцов содержание Hg снижалось, а для почвенных горизонтов пойменного ольшаника – увеличивалось.

Среднее содержание металла в верхних гумусово-аккумулятивных горизонтах исследованных типов почв (0,056 мг/кг) в каждом биотопе (за исключением ольшаника) достоверно превышало значение показателя во всех нижележащих горизонтах. Концентрации ртути в почвах подзолистого и иллювиального горизонтов всех биотопов (за исключением ольшаника) в среднем для всей территории составляли – 0,028 и 0,018 мг/кг сухой массы соответственно.

Достоверно более высокое содержание ртути установлено для гумусового горизонта в березово-осиновом лесу с влажными подкисленными почвами (0,129 мг/кг), более низкое – на суходольном лугу, отличающемся сухими нейтральными почвами (0,027 мг/кг сухой массы). Концентрация Hg в подзолистых почвах элювиального горизонта исследованных биотопов варьировала в пределах от 0,006 до 0,042 мг/кг сухой массы. Максимум отмечен для подзолов сероольшаника; средние, не отличающиеся друг от друга значения показателя характерны для почв суходольного луга и березово-осинового леса, а минимальные – для пойменных ивовых зарослей. В иллювиальном горизонте содержание ртути варьировало в пре-

делах 0,002–0,054 мг/кг сухой массы: высокие значения показателя отмечены для почв ольшаника, низкие – для прируслового ивняка.

Таблица 7

Содержание ртути (мг/кг сухой массы) в почвенных горизонтах различных биотопов

Горизонт	Биотоп			
	суходольный луг	прирусловый ивняк	сероольшаник	березово-осиновый лес
Гумусово-аккумулятивный	$0,027 \pm 0,001$ 13	$0,035 \pm 0,001$ 11	$0,028 \pm 0,002$ 10	$0,129 \pm 0,018$ 13
Элювиальный (подзолистый)	$0,032 \pm 0,001$ 22	$0,007 \pm 0,001$ 24	$0,042 \pm 0,001$ 20	$0,032 \pm 0,003$ 14
Иллювиальный	$0,023 \pm 0,001$ 44	$0,006 \pm 0,001$ 45	$0,052 \pm 0,002$ 50	$0,017 \pm 0,001$ 48
Среднее по горизонтам	$0,028 \pm 0,001^{abc}$	$0,014 \pm 0,004^a$	$0,039 \pm 0,006^{bc}$	$0,047 \pm 0,041^c$

Примечание: над чертой данные представлены в виде средних значений и их ошибок ($x \pm m_x$), под чертой – мощность горизонта (см); ^{a, b, c} – значения с разными буквенными надстрочными индексами достоверно различаются по биотопам (в строках), при уровне значимости $p \leq 0,05$ (ANOVA-тест).

4.2. Дождевые черви

Содержание ртути в дождевых червях, собранных в районе исследования, варьирует в пределах 0,012–5,511 мг/кг сухой массы и достоверно различается между геобионтами, собранными в разных биотопах. Максимальные концентрации металла отмечены у червей из березово-осинового леса и сероольшаника ($0,762 \pm 0,432$ и $0,722 \pm 0,826$), средние – у беспозвоночных из прируслового ивняка ($0,461 \pm 0,376$), минимальные – у червей, собранных на суходольном лугу ($0,273 \pm 0,387$ мг/кг сухой массы).

Абсолютные значения содержания ртути в разных отделах тела земляных червей различались и были высоко вариабельны (табл. 8).

Таблица 8

**Содержание ртути (мг/кг сухой массы) в дождевых червях
из разных биотопов**

Сезон	Части тела	Биотоп			
		суходольный луг	прирусловый ивняк	серо-ольшаник	березово-осиновый лес
Весна	Передняя	0,341±0,158	0,381±0,118	0,761±0,235	1,41±0,391
	Средняя	0,262±0,065	0,531±0,126	1,041±0,337	0,710±0,111
	Задняя	0,272±0,136	0,363±0,043	0,682±0,185	0,732±0,201
	Среднее	0,292±0,067^a(45)	0,421±0,06^{ab}(43)	0,821±0,146^c(32)	0,831±0,152^c(46)
Осень	Передняя	0,211±0,117	0,413±0,156	0,521±0,326	0,632±0,087
	Средняя	0,281±0,165	0,682±0,405	0,651±0,485	0,782±0,117
	Задняя	0,243±0,211	0,443±0,318	0,516±0,307	0,651±0,187
	Среднее	0,241±0,167^a(33)	0,513±0,347^b(43)	0,511±0,377^b(32)	0,691±0,147^b(31)
Среднее по сезонам	Передняя	0,281 ^a	0,391 ^{ab}	0,661 ^{bc}	0,773 ^c
	Средняя	0,262 ^a	0,592 ^{ab}	0,882 ^b	0,812 ^b
	Задняя	0,251 ^{ab}	0,392 ^{ab}	0,612 ^b	0,712 ^b
	Среднее	0,273±0,387^a	0,461±0,376^b	0,722±0,826^c	0,762±0,432^c

Примечание: данные представлены в виде средних значений и их ошибок ($x \pm mx$), (n); ^{a,b,c} – значения с разными буквенными надстрочными индексами достоверно различаются по биотопам (в строках), при уровне значимости $p \leq 0,05$ (ANOVA-тест).

Концентрация Hg в средних сегментах была выше, чем в переднем и заднем участках. Однако статистически значимы эти различия были только для геобионтов, собранных в прибрежных кустарниковых зарослях и в сыром лесу.

Для всей выборки и для каждого исследованного биотопа в отдельности (за исключением прирусового ивняка) концентрация металла в червях, собранных весной, превышала средние значения показателя для животных, собранных осенью, но различия эти не были статистически значимы.

Средние показатели содержания ртути в теле дождевых червей (0,551 мг/кг сухой массы) в 10 раз выше средних значений количества металла в поверхностном слое почвы исследуемой территории (рис. 7).

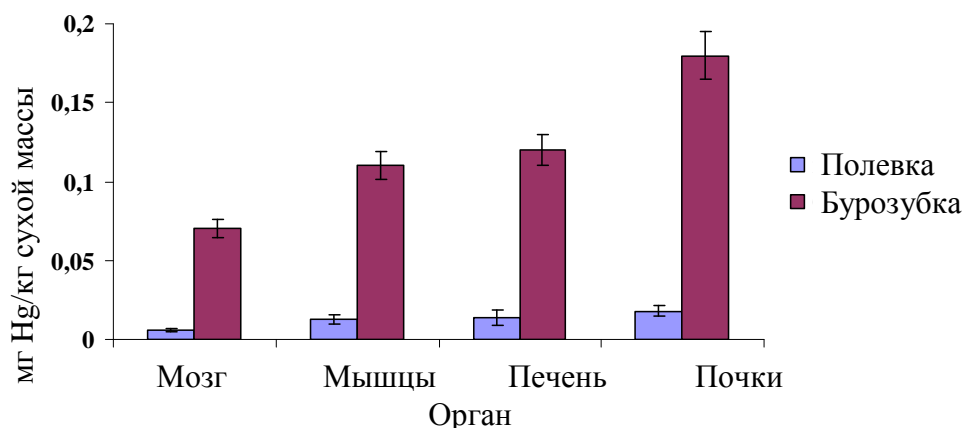


Рис. 7. Содержание ртути в почве и дождевых червях (*Oligocheta*, *Lumbricidae*) разных биотопов

Для всей выборки установлена достоверная зависимость содержания ртути в дождевых червях от количества металла в почве ($r_s = 0,85$, при $p \leq 0,01$).

4.3. Насекомые

Содержание ртути в исследованных видах насекомых варьирует в широких пределах от 0,001 до 0,661 мг/кг сухой массы (рис. 8).

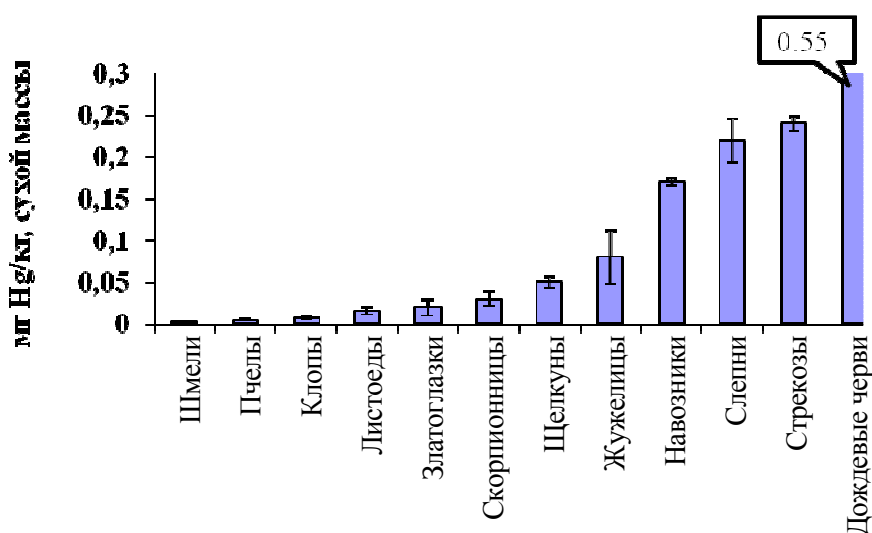


Рис. 8. Содержание ртути (мг/кг сухой массы) в разных видах беспозвоночных

Минимальные концентрации отмечены у шмелей, пчел, растительноядных клопов и листоедов ($0,007 \pm 0,001$), средние значения – у щелкунов, скорпионниц и златоглазок ($0,042 \pm 0,006$), максимальные значения у навозников, слепней, хищных жужелиц и стрекоз ($0,181 \pm 0,018$ мг/кг сухой массы). При этом средние показатели содержания ртути во всех исследованных видах насекомых значительно ниже, чем в червях (рис. 9).

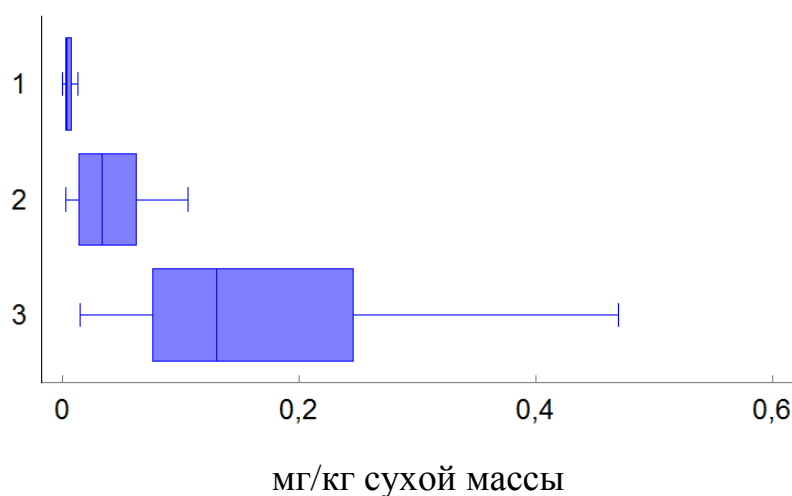


Рис. 9. Содержание ртути в насекомых с разной кормовой специализацией: 1 – фитофаги; 2 – эврифаги; 3 – зоофаги (кровососы и энтомофаги)

Таким образом, установлены изменения содержания ртути в почвах и дождевых червях под влиянием характера растительности и почвенных условий биотопов. Максимальные концентрации металла в верхнем горизонте почвы и червях зарегистрированы в березово-осиновом лесу с влажными подкисленными почвами, минимальные – на суходольном лугу, отличающемся сухими нейтральными почвами. Содержание ртути в организмах червей статистически значимо положительно коррелирует с количеством металла в верхнем горизонте почвы. В среднем содержание ртути в дождевых червях почти в 10 раз выше, чем количество металла в почве. Содержание ртути в насекомых зависит от кормовой специализации. У растительноядных видов количество металла в 10–20 раз ниже, а у хищных видов соизмеримо с концентрацией Hg в гумусовом горизонте почвы.



Содержание ртути в органах мелких млекопитающих из различных биотопов



Мелкие млекопитающие как консументы различных порядков среднего трофического уровня участвуют в миграции тяжелых металлов в наземных трофических сетях (Taylor et al., 1981; Anderson et al., 1982; Hunter et al., 1987; Brewer and Barrett, 1995; Kaplan et al., 1996; Laurinolli, 1996). Мелкие млекопитающие удобны при оценке ртутного загрязнения, так как имеют относительно короткую продолжительность жизни, не мигрируют на большие расстояния (Jeffries, 1976; Anthony, 1982; Telpage, 1990), что обеспечивает возможность решения временного и пространственного мониторинга распределения металлов в различных биотопах наземных экосистем (Vucetich et al., 2001).

5.1. Рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus*)

Содержание ртути в различных органах рыжей полевки меньше или соизмеримо с количеством металла в почве, при этом составило в среднем: в почках – 0,029, в печени – 0,016, в мышечной ткани – 0,014 и в мозге – 0,005 мг/кг сухой массы животных (рис. 10).

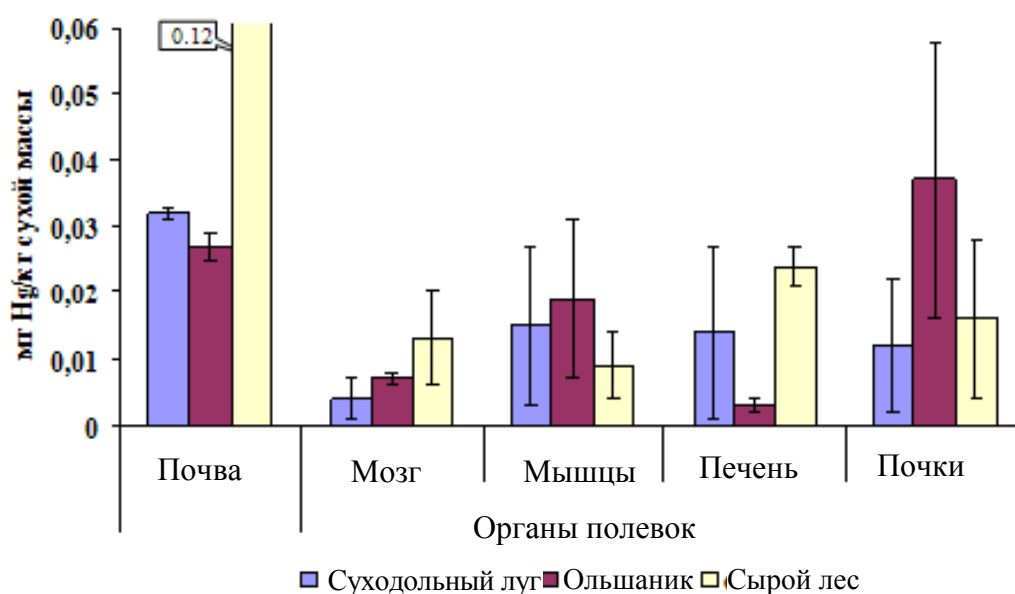


Рис. 10. Содержание ртути в почве и органах полевок из разных биотопов

Концентрации ртути в мышцах и печени животных из разных биотопов статистически значимо не различались. Содержание металла в почках грызунов, отловленных в ольшанике, и в мозге особей из сырого леса превышало значение соответствующих показателей для полевок, обитающих на сухом лугу (табл. 9).

Таблица 9

Содержание ртути (мг/кг сухой массы) в органах полевки рыжей (*C. glareolys*) из разных биотопов

Орган	Суходольный луг	Сероольшаник	Березово-осиновый лес	Среднее по всей выборке
Мышцы	$\frac{0,015 \pm 0,035^a (24)}{0,001-0,125}$	$\frac{0,019 \pm 0,032^a (10)}{0,001-0,082}$	$\frac{0,009 \pm 0,005^a (16)}{0,001-0,017}$	$\frac{0,014 \pm 0,028 (46)}{0,001-0,125}$
Печень	$\frac{0,014 \pm 0,03^a (15)}{0,010-0,140}$	$\frac{0,003 \pm 0,0001^a (6)}{0,002-0,004}$	$\frac{0,024 \pm 0,003^a (14)}{0,003-0,113}$	$\frac{0,016 \pm 0,03 (35)}{0,016-0,140}$
Почки	$\frac{0,012 \pm 0,01^a (19)}{0,001-0,043}$	$\frac{0,037 \pm 0,021^b (10)}{0,009-0,117}$	$\frac{0,016 \pm 0,012^a (14)}{0,001-0,04}$	$\frac{0,029 \pm 0,020 (43)}{0,001-0,12}$
Мозг	$\frac{0,004 \pm 0,004^a (14)}{0,001-0,02}$	$\frac{0,007 \pm 0,001^a (3)}{0,005-0,01}$	$\frac{0,013 \pm 0,007^b (8)}{0,005-0,031}$	$\frac{0,005 \pm 0,006 (31)}{0,001-0,031}$

Примечание: над чертой приведены средние значения и их ошибки ($x \pm mx$), (n); под чертой – минимальные и максимальные значения показателя; ^{a, b} – значения с разными буквенными надстрочными индексами достоверно различаются по органам построчно при уровне значимости $p \leq 0,05$ (ANOVA-тест).

Отмечена корреляционная зависимость между средними значениями концентрации ртути у полевок по всей выборке только в парах органов: печень–мышцы ($r_s = 0,43$, $p \leq 0,01$), печень–мозг ($r_s = 0,42$, $p \leq 0,02$). Кроме того, достоверная зависимость отмечена для пар органов мышцы–печень, мышцы–мозг и почки–мозг ($r_s = 0,85-0,95$, $p \leq 0,02$) у полевок, отловленных в ольшанике; мышцы–почки ($r_s = 0,81$, $p \leq 0,01$) – в сыром лесу и печень–мозг ($r_s = 0,83$, $p \leq 0,01$) – на суходольном лугу. Концентрации ртути в органах самцов и самок рыжей полевки достоверно не различались. Установлены корреляционные связи между содержанием металла в почках и мозге животных от массы их тела ($r_s = 0,41$, $p \leq 0,01$; $r_s = 0,52$, $p \leq 0,01$). Зависимость содержания ртути в органах полевок от концентрации Hg в верхнем горизонте почвы установлена только для почек и мозга (рис. 11).

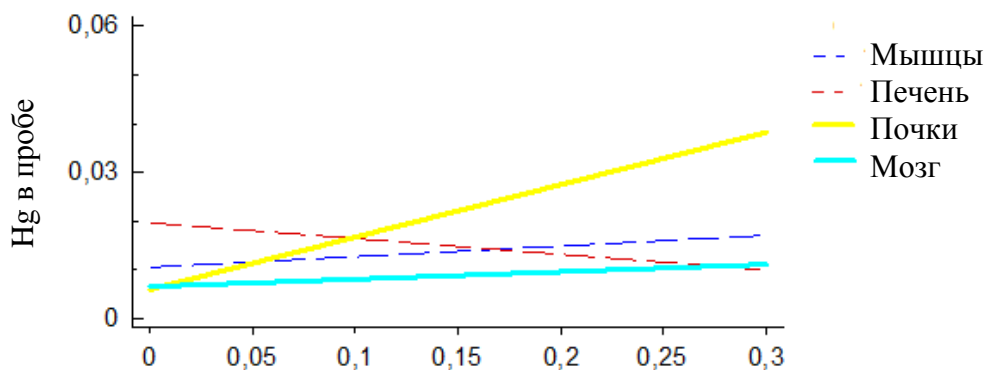


Рис. 11. Зависимость содержания ртути в органах полевок в зависимости от содержания Hg в почве

5.2. Обыкновенная бурозубка (*Sorex araneus*)

Содержание металла во всех исследованных органах бурозубок (0,001–0,881 мг/кг) статистически значимо выше, чем концентрации ртути в органах полевок (0,001–0,147 мг/кг сухой массы) (рис. 12).

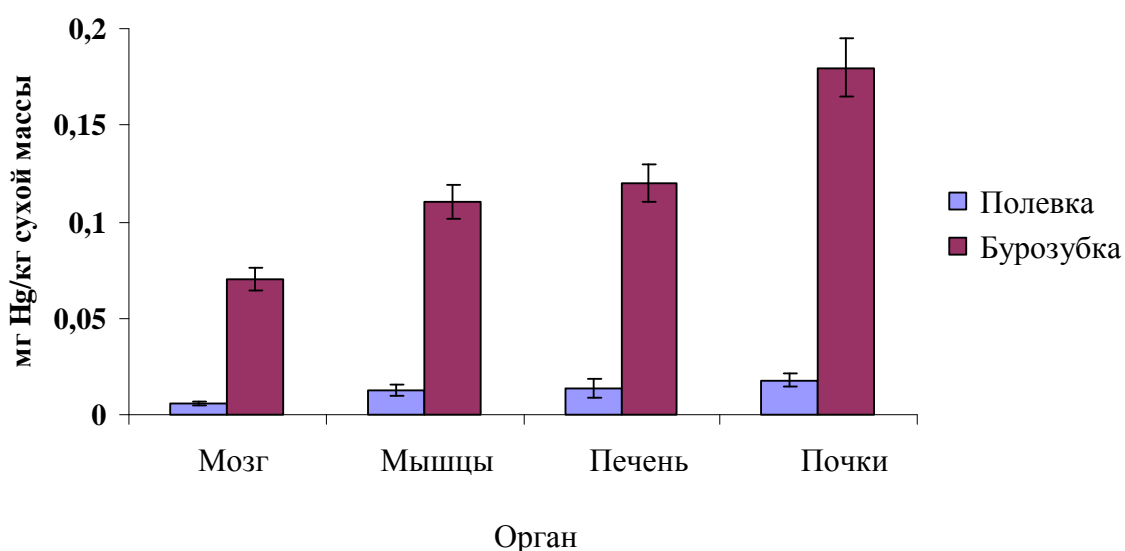


Рис. 12. Содержание ртути в органах мелких млекопитающих

Содержание ртути в различных органах обыкновенной бурозубки в 1,5–3 раза больше, чем количество металла в почве. Максимальные концентрации Hg отмечены для почек (0,017–0,881), средние – для печени (0,001–0,523) и мышечной ткани (0,09–0,573), минимальные – для мозга животных (0,001–0,364 мг/кг сухой массы) (рис. 13).

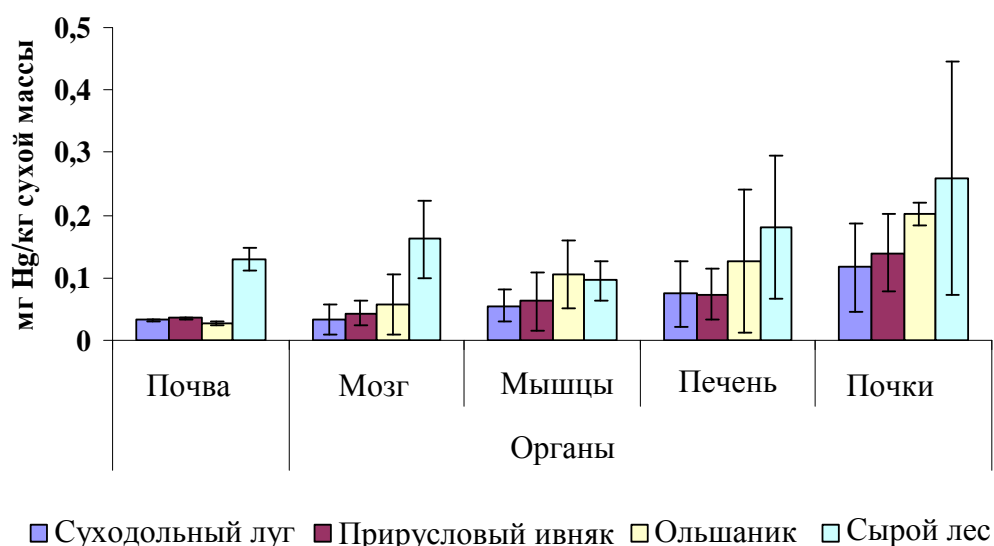


Рис. 13. Содержание ртути в почве и органах бурозубок из разных биотопов

При анализе данных за 2009 г. установлены достоверные различия в содержании ртути в различных органах обыкновенной бурозубки: максимальные значения показателя отмечены в почках ($0,203 \pm 0,143$), средние – в мышцах и печени ($0,105 \pm 0,088$ и $0,123 \pm 0,101$), минимальные – в мозге ($0,065 \pm 0,054$ мг/кг сухой массы). В 2008-м и 2010 г. по всем исследованным биотопам достоверных отличий между содержанием металла в печени, почках и мышцах животных не отмечено, однако средние концентрации ртути в них статистически значимо выше, чем концентрации в мозге.

Концентрации ртути во всех исследованных органах бурозубок, отловленных в различных биотопах, в среднем за весь период исследования и за каждый год в отдельности достоверно отличалась: максимальные значения отмечены у животных из сырого леса, промежуточные – из сероольшаника, минимальные – из суходольного луга и прирусового ивняка (табл. 10).

Таблица 16

Содержание ртути (мг/кг сухой массы) в органах бурозубки обыкновенной (*S. araneus*) из разных биотопов в 2008–2010 гг.

Орган	Биотоп				Год
	суходольный луг	прирусловый ивняк	сероольшаник	березово-осиновый лес	
Мышцы	$\frac{0,045^a}{0,009-0,08}$	$\frac{0,034^a}{0,028-0,041}$	–	$\frac{0,133^a}{0,051-0,272}$	2008
Печень	$\frac{0,161^a}{0,112-0,271}$	$\frac{0,061^a}{0,04-0,08}$	–	$\frac{0,132^a}{0,04-0,36}$	
Почки	$\frac{0,182^a}{0,09-0,23}$	$\frac{0,063^a}{0,05-0,07}$	–	$\frac{0,087^a}{0,06-0,12}$	
Мышцы	$\frac{0,005 \pm 0,24^a (11)}{0,021-0,099}$	$\frac{0,064 \pm 0,002^a (23)}{0,027-0,262}$	–	$\frac{0,173 \pm 0,014^b (17)}{0,072-0,571}$	2009
Печень	$\frac{0,061 \pm 0,001^a (12)}{0,023-0,092}$	$\frac{0,075 \pm 0,001^a (22)}{0,036-0,241}$	–	$\frac{0,201 \pm 0,012^b (17)}{0,105-0,524}$	
Почки	$\frac{0,107 \pm 0,006^a (12)}{0,047-0,192}$	$\frac{0,143 \pm 0,004^a (23)}{0,031-0,336}$	–	$\frac{0,345 \pm 0,221^b (18)}{0,188-0,882}$	
Мозг	$\frac{0,034 \pm 0,001^a (9)}{0,003-0,066}$	$\frac{0,043 \pm 0,004^a (18)}{0,021-0,087}$	–	$\frac{0,098 \pm 0,002^b (15)}{0,033-0,169}$	
Мышцы	$\frac{0,063 \pm 0,026^a (8)}{0,025-0,115}$	–	$\frac{0,106 \pm 0,054^{ab} (18)}{0,039-0,168}$	$\frac{0,159 \pm 0,087^b (9)}{0,151-0,422}$	2010
Печень	$\frac{0,007 \pm 0,036^a (9)}{0,039-0,135}$	–	$\frac{0,126 \pm 0,115^{ab} (18)}{0,019-0,362}$	$\frac{0,176 \pm 0,113^b (18)}{0,026-0,442}$	
Почки	$\frac{0,107 \pm 0,089^a (9)}{0,017-0,289}$	–	$\frac{0,202 \pm 0,119^a (7)}{0,017-0,385}$	$\frac{0,183 \pm 0,088^a (16)}{0,071-0,393}$	
Мозг	$\frac{0,033 \pm 0,003^a (8)}{0,001-0,098}$	–	$\frac{0,056 \pm 0,048^{ab} (6)}{0,012-0,149}$	$\frac{0,093 \pm 0,078^b (8)}{0,005-0,36}$	

Продолжение табл. 10

Орган	Биотоп				Год
	суходольный луг	прирусловый ивняк	сероольшаник	березово-осиновый лес	
Мышцы	$\frac{0,055 \pm 0,026^a (22)}{0,087-0,115}$	$\frac{0,062 \pm 0,046^a (25)}{0,027-0,26}$	$\frac{0,106 \pm 0,054^{ab} (18)}{0,039-0,168}$	$\frac{0,162 \pm 0,103^b (39)}{0,015-0,578}$	2008–2010
Печень	$\frac{0,074 \pm 0,052^a (23)}{0,023-0,27}$	$\frac{0,073 \pm 0,041^a (24)}{0,036-0,24}$	$\frac{0,126 \pm 0,115^{ab} (18)}{0,002-0,362}$	$\frac{0,181 \pm 0,114^b (40)}{0,026-0,524}$	
Почки	$\frac{0,116 \pm 0,072^a (23)}{0,017-0,298}$	$\frac{0,140 \pm 0,061^a (24)}{0,031-0,336}$	$\frac{0,202 \pm 0,019^{ab} (6)}{0,079-0,385}$	$\frac{0,259 \pm 0,188^b (27)}{0,06-0,882}$	
Мозг	$\frac{0,032 \pm 0,024^a (17)}{0,001-0,098}$	$\frac{0,043 \pm 0,019^a (17)}{0,021-0,09}$	$\frac{0,056 \pm 0,048^{ab} (6)}{0,012-0,149}$	$\frac{0,095 \pm 0,062^b (33)}{0,005-0,364}$	

Примечание: над чертой приведены средние значения и их ошибки ($x \pm mx$), под чертой – минимальные и максимальные значения показателя, (n); a, b – значения с разными буквенными надстрочными индексами достоверно различаются по органам между отдельными биотопами (в строках), при уровне значимости $p \leq 0,05$ (ANOVA-тест).

В целом достоверных отличий между средними концентрациями ртути в разных органах в разные годы по всей выборке насекомых у животных не отмечено. В то время как в выборках по биотопам за отдельные годы регистрировались статистически значимые различия. Так, в почках бурозубок, отловленных в 2009 г. в сыром лесу, содержание ртути было выше, чем у животных, отловленных в 2010 г., а у особей с суходольного луга из выборки 2010 г. было выше, чем у животных из выборки 2009 г.

Установлена достоверная корреляционная зависимость между содержанием ртути во всех возможных парах исследованных органов бурозубок ($r_s = 0,56\text{--}0,87$, $p \leq 0,01$), в то время как для грызунов такие зависимости не достоверны (рис. 14).

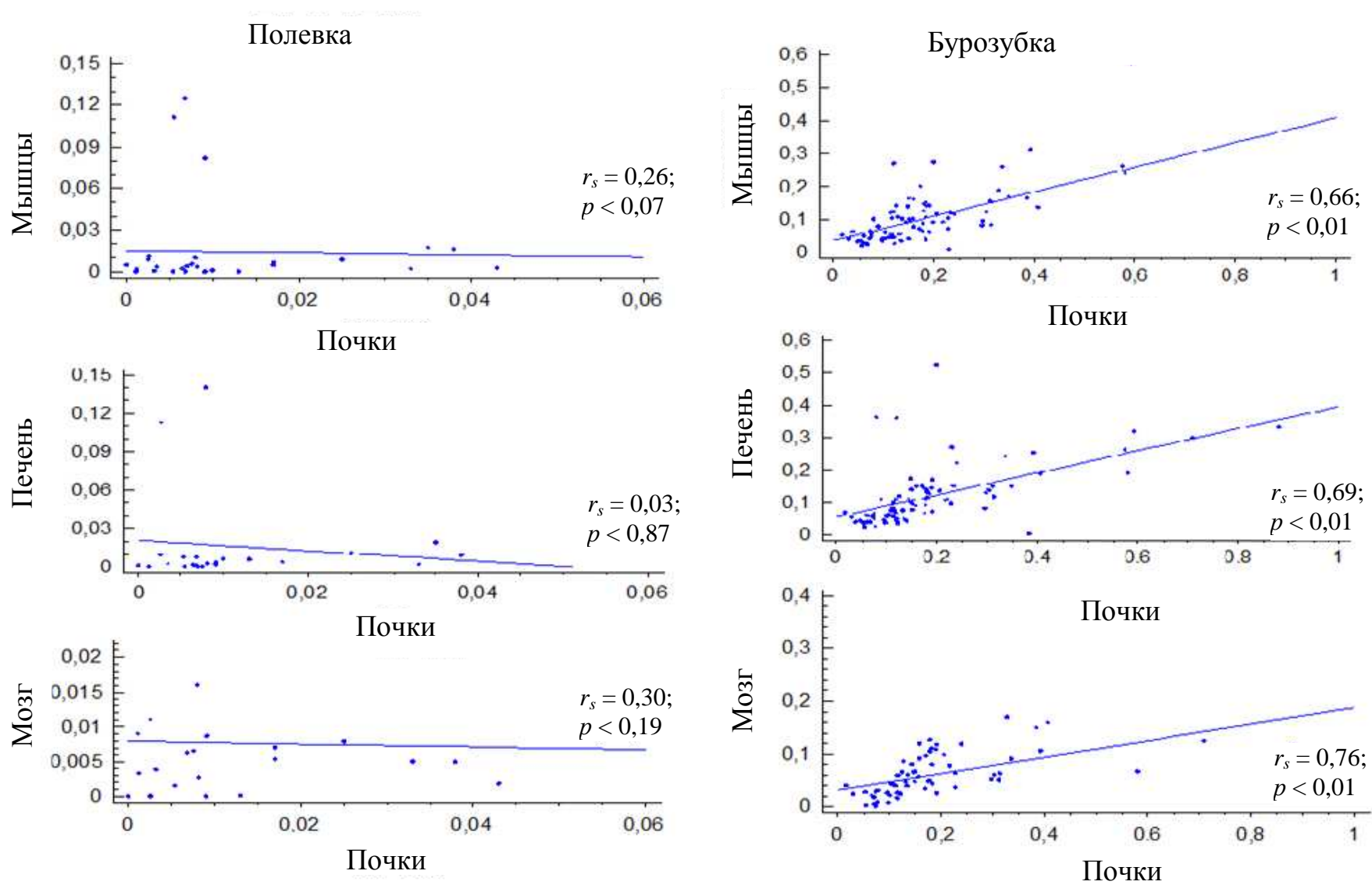


Рис. 14. Корреляционные связи содержания ртути в органах мелких млекопитающих

Отмечена статистически значимая связь между содержанием ртути во всех органах бурозубок и количеством металла в почве (рис. 15) и дождевых червях ($r_s = 0,47-0,65$, $p < 0,01$).

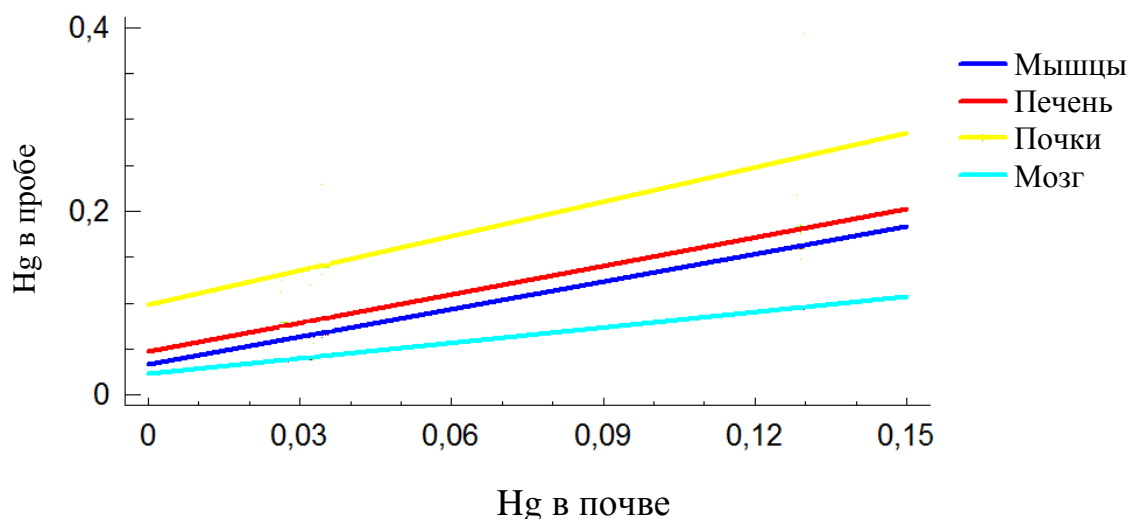


Рис. 15. Зависимость содержания ртути в органах бурозубок от количества Hg в почве

Содержание ртути в органах бурозубок не связано с массой и полом зверьков.

Таким образом, содержание ртути во всех исследованных органах бурозубок статистически значимо выше, чем концентрации ртути в соответствующих органах растительноядных полевок. Максимальные концентрации ртути в органах мелких млекопитающих определены в почках и печени, меньше в мышцах и минимальные в мозге. Максимальные концентрации ртути во всех исследованных органах бурозубок были отмечены у животных из березово-осинового леса, промежуточные — из сероольшаника, минимальные — из суходольного луга. Концентрации ртути в органах полевок из разных биотопов распределены более произвольно.

Установлена корреляционная зависимость между содержанием ртути во всех органах бурозубок и количеством металла в почве, тогда как такие зависимости в органах мышевидных грызунов выражены в меньшей степени или не достоверны.



Содержание ртути в органах хищных млекопитающих

Содержание ртути в живых организмах возрастает по мере приближения к вершинам трофических цепей и достигает максимальных значений у представителей высших трофических уровней. Высокие концентрации металла в органах и тканях представляют угрозу здоровью отдельных организмов и популяций животных (James et al., 2002). Результаты исследований последнего десятилетия указывают на возможность использования данных по содержанию ртути в органах и тканях хищных млекопитающих для оценки уровней содержания металла в экосистеме в целом (антропогенного загрязнения) (Munthe et al., 2007; Kalisinska et al., 2009).

6.1. Содержание ртути в органах диких млекопитающих семейства куньих (Mustelidae)

Максимальные концентрации ртути у всех представителей семейства куньих определены в печени (0,09–3,52) и почках (0,18–3,43), меньше в мышечной ткани (0,05–2,37) и минимальные в мозге (0,03–0,87 мг/кг сырой массы) животных (табл. 11).

При этом у одной лесной куницы из Вашкинского района содержание Hg во всех исследованных образцах было значительно выше средних показателей для этого вида. При дальнейшем рассмотрении результатов данные по этому экземпляру были исключены из анализа.

Таблица 11

Содержание ртути (мг/кг сырой массы) в органах млекопитающих семейства куньих

Вид	n	Содержание Hg в органах, мг/кг сырой массы			
		мышцы	печень	почки	мозг
Горностай	6	$\frac{0,05 \pm 0,01^a}{0,03-0,06}$	$\frac{0,09 \pm 0,03^a}{0,04-0,12}$	$\frac{0,18 \pm 0,07^a}{0,04-0,25}$	$0,03 \pm 0^a$
Ласка	12	$\frac{0,12 \pm 0,1^a}{0,01-0,44}$	$\frac{0,13 \pm 0,07^a}{0,01-0,64}$	$\frac{0,27 \pm 0,11^a}{0,01-1,03}$	$\frac{0,13 \pm 0,05^a}{0,004-0,51}$
Лесной хорь	7	$\frac{0,27 \pm 0,1^a}{0,25-1,17}$	$\frac{0,23 \pm 0,05^a}{0,57-1,77}$	$\frac{0,38 \pm 0,12^a}{0,58-1,99}$	$\frac{0,09 \pm 0,02^a}{0,142-0,42}$
Лесная куница	64	$\frac{0,36 \pm 0,03^a}{0,10-1,44}$	$\frac{0,41 \pm 0,01^a}{0,108-2,27}$	$\frac{0,67 \pm 0,1^a}{0,21-3,2}$	$\frac{0,13 \pm 0,1^a}{0,034-0,47}$
	1	2,1	6,29	3,65	0,71
Американская норка	10	$\frac{2,37 \pm 1,7^b}{0,25-5,08}$	$\frac{3,49 \pm 1,95^b}{0,571-6,49}$	$\frac{3,42 \pm 1,7^b}{0,58-5,52}$	$\frac{0,87 \pm 0,56^b}{0,14-1,77}$

Примечание: над чертой приведены средние значения и их ошибки ($x \pm mx$), под чертой – минимальные и максимальные значения показателя; ^{a, b} – значения с разными буквенными надстрочными индексами достоверно различаются по органам между отдельными видами (в колонках), при уровне значимости $p \leq 0,05$ (ANOVA-тест).

Содержание ртути в исследованных органах американской норки статистически значимо превышало уровни соответствующих показателей у всех остальных представителей семейства куньих (рис. 16). Средние значения показателя отмечены у куницы (0,13–0,67) и хоря (0,09–0,38); минимальные – у горностая (0,03–0,18) и ласки (0,12–0,27 мг/кг сырой массы).

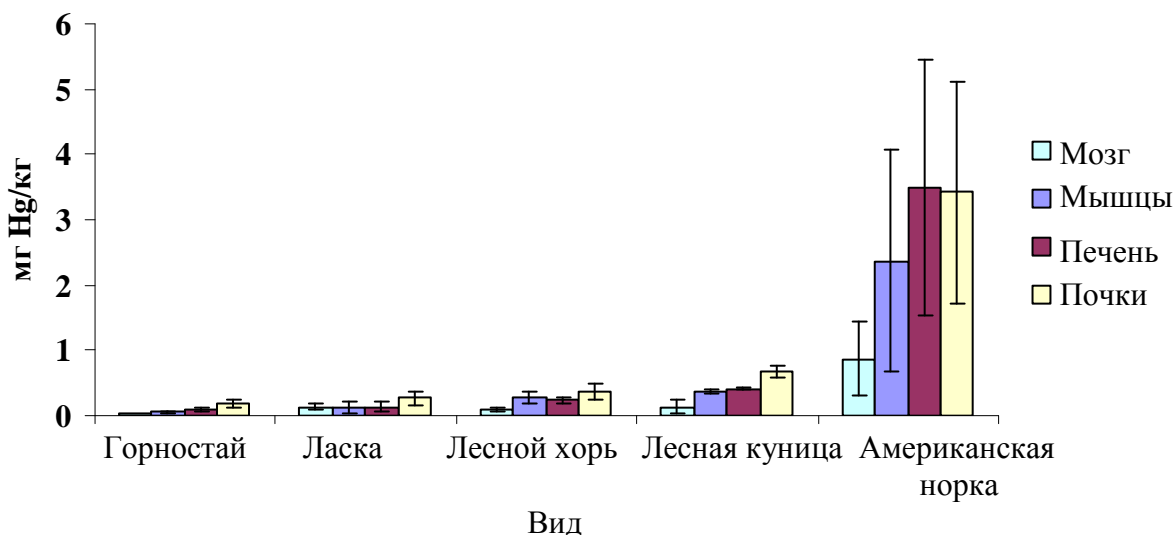


Рис. 16. Содержание ртути в органах хищных млекопитающих семейства куньих (Mustelidae)

Установлена достоверная корреляционная зависимость между содержанием ртути во всех возможных парах исследованных органов у норки ($r_s = 0,54-0,91$, $p \leq 0,01$, $n = 8-9$), лесной куницы ($r_s = 0,76-0,90$, $p \leq 0,01$, $n = 34-52$) и ласки ($r_s = 0,85-0,94$, $p \leq 0,01$, $n = 8-9$). У хоря установлена достоверная корреляционная зависимость между содержанием ртути во всех возможных парах исследованных органов ($r_s = 0,90-0,94$, $p \leq 0,03$, $n = 5-7$), за исключением пар: почки – другой орган, где зависимость статистически не значима ($r_s = 0,65-0,77$, $p \leq 0,1$, $n = 5-7$) (табл. 12).

Таблица 12

Корреляционная зависимость содержания ртути в разных парах органов хищных млекопитающих семейства куньих (Mustelidae)

Орган	Печень	Почки	Мозг
Ласка			
Мышцы	$r_s = 0,92; p \leq 0,01(9)$	$r_s = 0,93; p \leq 0,01(8)$	$r_s = 0,85; p \leq 0,01(9)$
Печень		$r_s = 0,95; p \leq 0,01(8)$	$r_s = 0,76; p \leq 0,01(8)$
Почки			$r_s = 0,85; p \leq 0,16(9)$

Продолжение табл. 12

Орган	Печень	Почки	Мозг
Горностай			
Мышцы	$r_s = 0,82; p \leq 0,08(5)$	$r_s = 0,70; p \leq 0,18(5)$	$r_s = 0,40; p \leq 0,6(4)$
Печень		$r_s = 0,97; p \leq 0,01(5)$	$r_s = 0,20; p \leq 0,8(4)$
Почки			$r_s = 0,20; p \leq 0,8(4)$
Лесной хорь			
Мышцы	$r_s = 0,92; p \leq 0,01(7)$	$r_s = 0,77; p \leq 0,07(6)$	$r_s = 0,94; p \leq 0,01(6)$
Печень		$r_s = 0,65; p \leq 0,15(6)$	$r_s = 0,90; p \leq 0,03(5)$
Почки			$r_s = 0,30; p \leq 0,62(5)$
Лесная куница			
Мышцы	$r_s = 0,83; p \leq 0,01(47)$	$r_s = 0,87; p \leq 0,01(44)$	$r_s = 0,83; p \leq 0,01(58)$
Печень		$r_s = 0,76; p \leq 0,01(45)$	$r_s = 0,90; p \leq 0,01(45)$
Почки			$r_s = 0,80; p \leq 0,01(43)$
Американская норка			
Мышцы	$r_s = 0,91; p \leq 0,01(9)$	$r_s = 0,92; p \leq 0,01(9)$	$r_s = 0,85; p \leq 0,01(9)$
Печень		$r_s = 0,92; p \leq 0,01(9)$	$r_s = 0,76; p \leq 0,01(8)$
Почки			$r_s = 0,54; p \leq 0,01(9)$

Примечание: жирным шрифтом выделена статистически значимая корреляционная зависимость.

Зависимость содержания ртути в органах животных от природно-климатических особенностей и удаленности районов обитания от промышленного центра г. Череповца исследовали на примере лесной куницы, количество которой в выборках было максимальным.

Самые высокие концентрации ртути во всех исследованных органах зарегистрированы у животных из Череповецкого района, самые низкие – из Никольского. Содержание металла во всех образцах из этих двух наиболее удаленных друг от друга районов разли-

чались статистически значимо (табл. 13). Достоверно выше, чем у куниц из Никольского, были значения показателя для мышц и мозга животных из примыкающего к Череповецкому Кадуйского района. Различий в содержании Hg в печени и почках особей Кадуйского и всех остальных исследованных районов не отмечено.

Таблица 13

Содержание ртути (мг/кг сырой массы) в органах лесной куницы (*M. martes*) из разных районов Вологодской области

Орган	Районы				
	Череповецкий	Кадуйский	Вашкинский, Белозерский	Устюженский	Никольский
Мышцы	$\frac{0,45 \pm 0,07^b}{14}$	$\frac{0,45 \pm 0,06^b}{15}$	$\frac{0,34 \pm 0,1^{ab}}{6}$	$\frac{0,28 \pm 0,05^{ab}}{7}$	$\frac{0,19 \pm 0,02^a}{12}$
Печень	$\frac{0,62 \pm 0,15^b}{12}$	$\frac{0,31 \pm 0,11^{ab}}{4}$	$\frac{0,42 \pm 0,05^{ab}}{5}$	$\frac{0,29 \pm 0,04^{ab}}{7}$	$\frac{0,22 \pm 0,02^a}{12}$
Почки	$\frac{1,02 \pm 0,20^b}{12}$	$\frac{0,66 \pm 0,25^{ab}}{3}$	$\frac{0,52 \pm 0,17^{ab}}{5}$	$\frac{0,49 \pm 0,01^{ab}}{5}$	$\frac{0,38 \pm 0,05^a}{12}$
Мозг	$\frac{0,17 \pm 0,03^b}{13}$	$\frac{0,15 \pm 0,01^b}{16}$	$\frac{0,14 \pm 0,05^{ab}}{6}$	$\frac{0,1 \pm 0,02^{ab}}{6}$	$\frac{0,07 \pm 0,01^a}{12}$

Примечание: над чертой приведены средние значения и их ошибки ($x \pm mx$); под чертой – n ; a, b – значения с разными буквенными надстрочными индексами достоверно различаются по органам между отдельными районами (в строчках), при уровне значимости $p < 0,05$ (ANOVA-тест).

Установлена отрицательная корреляционная зависимость между концентрацией металла во всех исследованных органах куниц и удаленностью районов их обитания от промышленного центра г. Череповца (рис. 17), а также между частью территории (%), занятой лугами. Отрицательная статистически значимая связь отмечена между количеством ртути в мозге и мышцах куниц от густоты речной сети и доли территории (%), занятой лесом в районе обитания животных.

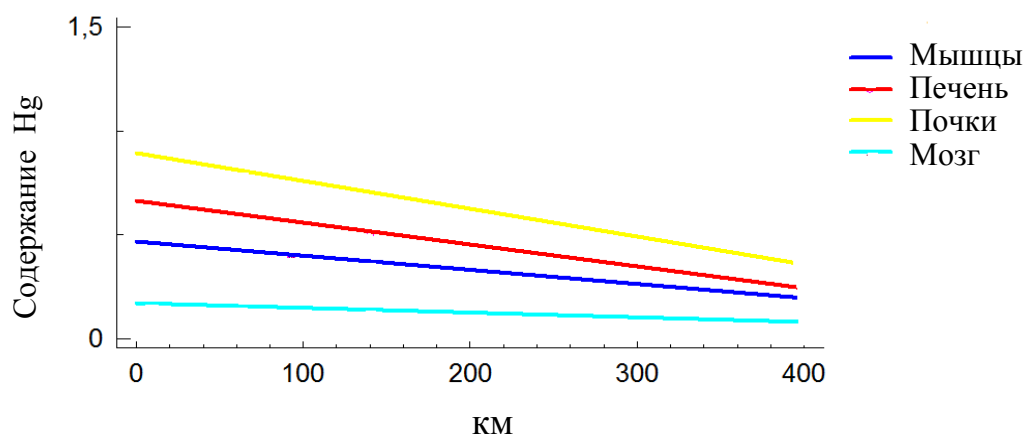


Рис. 17. Зависимость содержания ртути в органах лесной куницы от удаленности района обитания животных от г. Череповца

Достоверная положительная корреляционная зависимость связывает содержание металла в органах куниц и показатели среднегодового количества осадков, коэффициента озерности и части территории района (%), занятой низинными болотами (табл. 14). Кроме того, отмечена достоверная зависимость между количеством ртути в мозге и мышцах животных и долей (%) территории, занятой верховыми болотами и болотами в общем, в районе их обитания.

Таблица 14

Корреляционная зависимость содержания ртути в органах куницы от природно-климатических условий мест обитания

Показатель	Мышцы	Печень	Почки	Мозг
Площадь, занятая низинными болотами, %	$r_s = 0,42;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,38;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,46;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,33;$ $p \leq 0,01$
Площадь, занятая верховыми болотами, %	$r_s = 0,37;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,12;$ $p \leq 0,44$	$r_s = 0,17;$ $p \leq 0,29$	$r_s = 0,31;$ $p \leq 0,02$
Площадь, занятая болотами, %	$r_s = 0,37;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,12;$ $p \leq 0,44$	$r_s = 0,17;$ $p \leq 0,29$	$r_s = 0,31;$ $p \leq 0,02$
Осадки (мм/год)	$r_s = 0,53;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,32;$ $p \leq 0,03$	$r_s = 0,45;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,44;$ $p \leq 0,01$

Продолжение табл. 14

Показатель	Мышцы	Печень	Почки	Мозг
Количество озер	$r_s = 0,27;$ $p \leq 0,04$	$r_s = 0,39;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,36;$ $p \leq 0,02$	$r_s = 0,21;$ $p \leq 0,13$
$K_{\text{озерности}}$	$r_s = 0,31;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,42;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,42;$ $p \leq 0,01$	$r_s = 0,28;$ $p \leq 0,03$
Площадь, занятая лесом, %	$r_s = -0,33;$ $p \leq 0,01$	$r_s = -0,19;$ $p \leq 0,22$	$r_s = -0,20;$ $p \leq 0,21$	$r_s = -0,27;$ $p \leq 0,05$
Площадь, занятая лугами, %	$r_s = -0,49;$ $p \leq 0,01$	$r_s = -0,28;$ $p \leq 0,04$	$r_s = -0,32;$ $p \leq 0,04$	$r_s = -0,47;$ $p \leq 0,01$
Густота речной сети	$r_s = -0,37;$ $p \leq 0,04$	$r_s = -0,24;$ $p \leq 0,11$	$r_s = -0,31;$ $p \leq 0,05$	$r_s = -0,29;$ $p \leq 0,02$

Примечание: жирным шрифтом выделена статистически значимая корреляционная зависимость.

Содержание металла в одних и тех же органах самцов куниц выше, чем самок, но эти различия статистически не достоверны. Показатели корреляционной зависимости содержания Hg во всех парах исследованных органов у самцов выражены в большей степени и статистически значимы ($r_s = 0,80-0,91$, $p < 0,01$, $n = 20$), у самок – в меньшей ($r_s = 0,69-0,82$, $p < 0,01$, $n = 12$) и не достоверны для пар органов почки–мозг ($r_s = 0,51-0,87$, $p < 0,1$, $n = 11$). Статистически значимой корреляции концентрации металла с массой животных не установлено.

6.2. Содержание ртути в органах диких млекопитающих семейства псовых (Canidae)

У исследованных видов псовых концентрации ртути в разных органах и тканях различались более чем на два порядка и варьировали в пределах от 0,007 до 0,96 мг/кг сырой массы (табл. 15). Средние значения содержания Hg в органах и тканях обыкновенной лисицы уменьшаются в ряду: печень>почки>мышцы>мозг.

**Содержание ртути (мг/кг сырой массы) в органах и тканях
обыкновенной лисицы (*V. Vulpes*) и енотовидной собаки (*N. Procyonoides*)**

Вид	Содержание ртути, мг/кг сырой массы			
	Мышцы	Печень	Почки	Мозг
Лисица	$0,09 \pm 0,05^{ab}(6)$	$0,31 \pm 0,17^b(3)$	$0,28 \pm 0,07^b(3)$	$0,03 \pm 0,01^a(6)$
	0,01–0,32	0,11–0,64	0,18–0,42	0,001–0,08
Енотовидная собака	$0,09 \pm 0,04^a(14)$	$0,50 \pm 0,08^c(14)$	$0,24 \pm 0,04^b(14)$	$0,03 \pm 0,01^a(14)$
	0,03–0,54	0,07–0,96	0,07–0,6	0,01–0,18

Примечание: над чертой – средние значения и их ошибки ($x \pm mx$), (n); под чертой – минимальные и максимальные значения показателя; ^{a, b, c} – значения с разными буквенными надстрочными индексами достоверно различаются по органам внутри вида (в сроках).

Минимальная вариабельность значений отмечена в печени и почках (максимальные значения показателя превышают минимальные в 2–6 раз), максимальная – в мозге (в 80 раз). Концентрации Hg в печени и почках животных статистически значимо не различаются между собой, но достоверно выше таковых в мозге. Промежуточные значения содержания ртути отмечены в мышцах и селезенке кишечника, и они не отличаются статистически от содержания в мозге (орган с минимальным содержанием ртути), а также печени и почках (органов с максимальными уровнями металла).

Между концентрациями ртути в мышцах и мозге лисиц установлена значимая корреляционная зависимость ($r_s = 0,98$, $p = 0,01$, $n = 6$). Возможно наличие зависимостей между содержанием металла в других парах органов (печень–почки, печень–мышцы, печень–мозг, почки–мышцы, почки–мозг), но для проведения статистического анализа недостаточно данных в выборках ($n = 2–3$).

Количество ртути в одних и тех же органах енотовидной собаки и лисицы достоверно не различается. Средние значения содержа-

ния Hg в органах и тканях енотовидной собаки уменьшаются в ряду: печень > почки > мышцы > мозг (рис. 18).

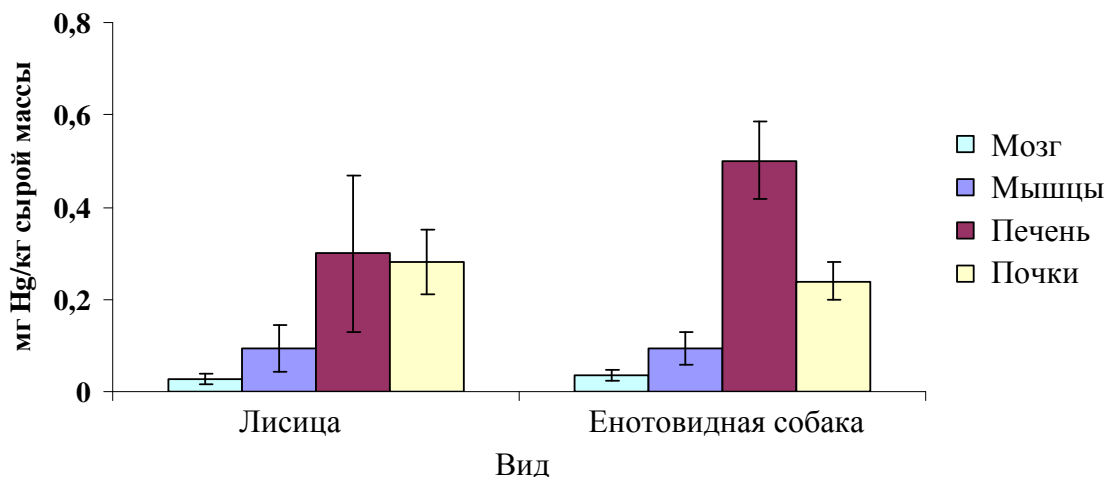


Рис. 18. Содержание ртути в органах хищных млекопитающих семейства псовых (*Canidae*)

У енотовидной собаки максимальная вариабельность концентраций металла отмечена в стенках кишечника (в 60 раз), в меньшей степени – в печени, почках, мышцах и мозге (в 8–18 раз) (табл. 15). Содержание ртути в печени достоверно выше, чем в почках, а в почках достоверно выше, чем в мышцах.

Абсолютные значения концентрации ртути в печени, почках и мозге животных, отловленных на побережье Рыбинского водохранилища (рис. 3, участок 1), в два раза превышали значения показателей у особей, добытых на удаленном от водоема участке района исследования (рис. 3, участок 2). При этом достоверных различий в содержании металла в мышцах животных не выявлено (рис. 19).

Установлена достоверная положительная корреляционная зависимость между содержанием металла в печени и мышцах, мозге и селезенке енотовидной собаки ($r_s = 0,55–0,83$, $p \leq 0,01$, $n = 8–13$), а также в паре органов мышцы–мозг ($r_s = 0,96$, $p \leq 0,1$, $n = 14$). Зави-

симость концентрации ртути в почках от значений показателя в печени, мышцах, мозге статистически незначима.

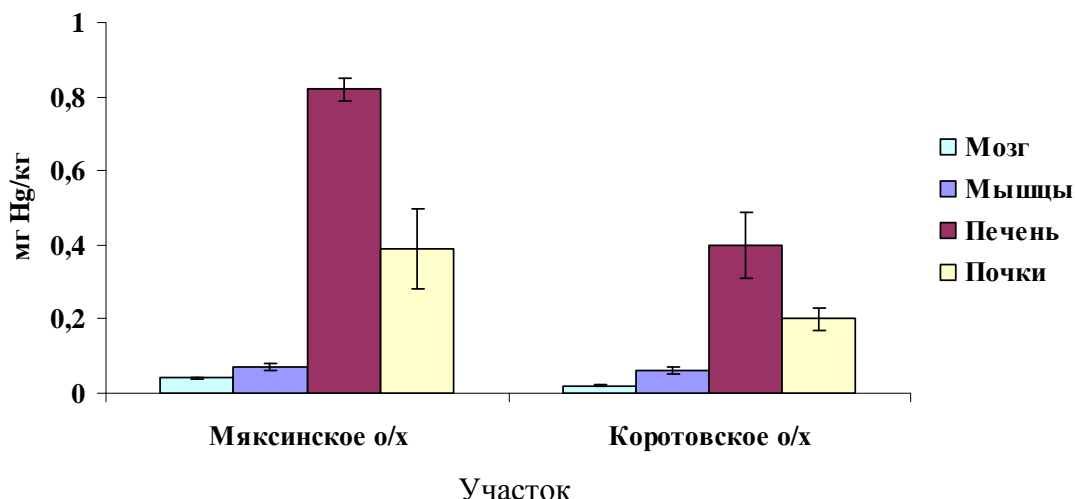


Рис. 19. Содержание ртути (мг/кг сырой массы) в органах енотовидной собаки (*N. Procyonoides*) из разных участков Череповецкого района

Достоверных различий в содержании металла в тканях и органах самцов и самок у исследованных видов не установлено.

6.3. Содержание ртути в органах разводимых в неволе хищных млекопитающих

Содержание ртути в органах исследованных норок и лисиц, выращенных на зверофермах, варьировало в пределах (0,005–0,25 мг/кг) и (0,002–0,27 мг/кг) соответственно (табл. 16). Максимальные значения содержания металла для исследованных видов отмечены в почках, средние – в печени, минимальные – в мышцах. У разводимых в неволе американских норок двух окрасов (серебристо-голубых и пастелевых) во всех исследованных органах отмечена более высокая (в 2–6 раз) концентрация ртути по сравнению с лисицами.

Таблица 16

**Содержание ртути (мг/кг сырой массы) в органах
хищных млекопитающих, выращенных в неволе**

Вид/раса	n	Содержание ртути, мг/кг сырой массы		
		мышцы	печень	почки
Норка серебристо-голубая	6	0,029±0,001 ^b	0,07±0,01 ^b	0,12±0,02 ^b
Норка пастель	6	0,031±0,003 ^b	0,08±0,01 ^b	0,19±0,03 ^c
Лисица	10	0,008±0,001 ^a	0,03±0,001 ^a	0,04±0,003 ^a

Примечание: концентрации приведены как средние значения и их ошибки ($\bar{x} \pm m\bar{x}$), (n); ^{a, b, c} – значения с разными буквенными надстрочными индексами достоверно различаются по органам между видами (в колонках), при уровне значимости $p < 0,05$.

В органах исследованных видов, разводимых в неволе, отмечена концентрация ртути в 10–50 раз ниже, чем у диких животных Вологодской области.

Содержание ртути в корме лисиц, выращенных на звероферме, составляет 0,004 мг/кг сырой массы, что в 1,5–8 раз ниже, чем количество металла в их органах.

Содержание ртути в органах вольерных норок было выше, чем у лисиц, что, вероятно, связано с особенностями их кормления – в период забоя кунным скормливают тушки лисиц и песцов.

У исследованных видов, разводимых в неволе, достоверной корреляционной зависимости содержания металла во всех возможных парах органов не установлено (рис. 20).

Таким образом, содержание ртути в органах хищных млекопитающих значительно различается между исследованными видами. У представителей семейства кунных максимальные концентрации ртути зарегистрированы в органах американской норки, средние – у лесной куницы и хоря, минимальные – у горностая и ласки. У ли-

сицы и енотовидной собаки концентрации ртути в одних и тех же органах не различаются и сопоставимы с количеством металла в органах куньих эврифагов – куницы и хоря. При этом содержание ртути в органах енотовидных собак, обитающих на побережье водохранилища, достоверно выше, чем у животных, обитающих на большом расстоянии от этого водоема. Установлена положительная корреляционная зависимость между содержанием ртути в органах куниц и количеством крупных водоемов и площадью заболоченных территорий в районах их обитания. Кроме того, количество металла в органах животных зависит от удаленности районов их местообитаний от промышленных территорий.

Содержание ртути в органах хищных млекопитающих, выращенных в неволе на звероводческой ферме, значительно ниже (в 10–50 раз), чем у диких животных Вологодской области. При этом в отличие от диких хищников у фермерских животных не установлена корреляционная зависимость между количеством ртути в разных парах органов, что может свидетельствовать о повышенном содержании металла в наземной экосистеме исследуемого региона. Вероятно, повышенное содержание ртути в органах млекопитающих обуславливает наличие статистически значимых корреляций между количеством металла в разных парах органов животных. Таким образом, установленная зависимость может быть одним из критериев нормирования содержания ртути в природных экосистемах и служить мерой антропогенной нагрузки.

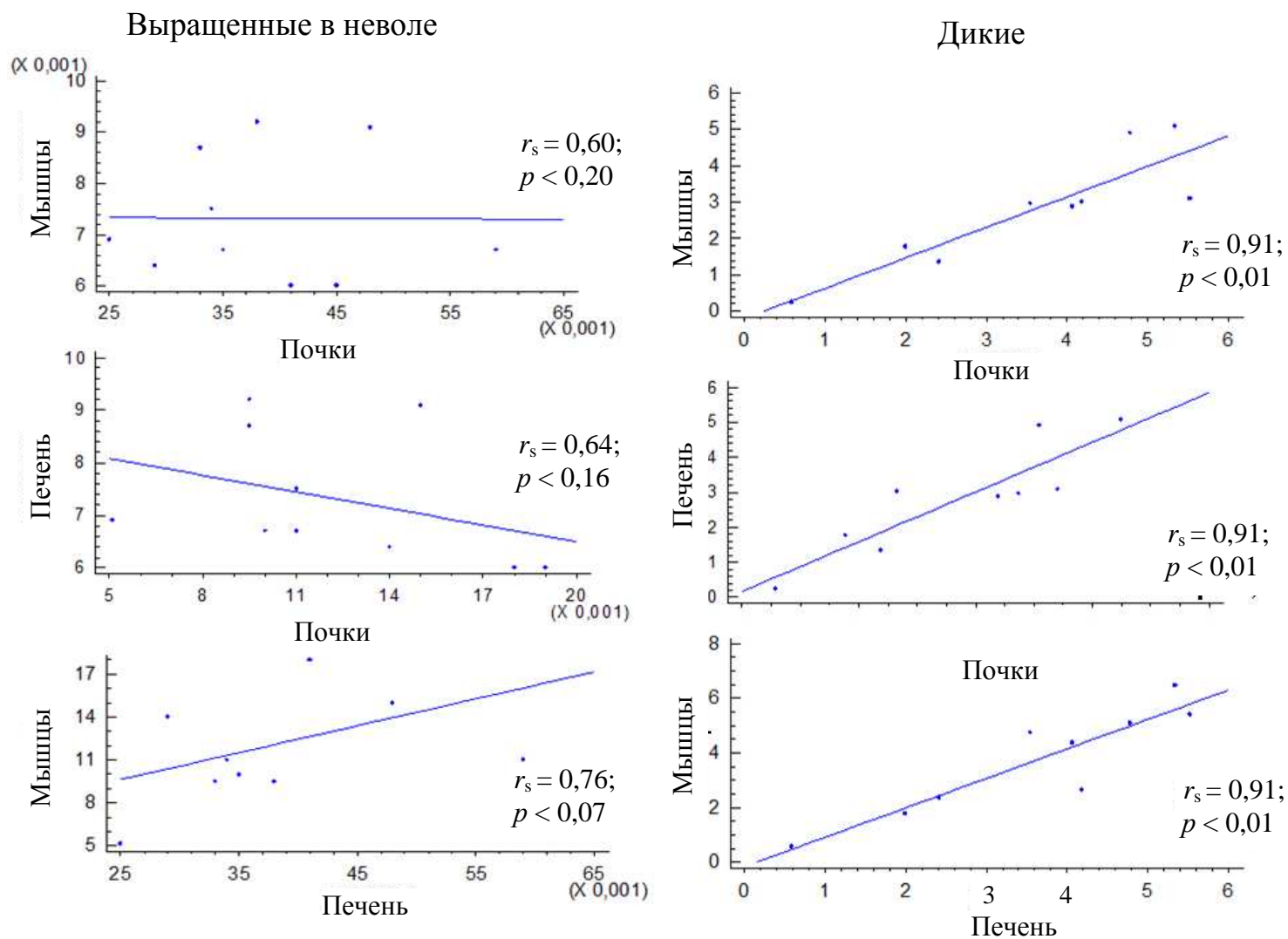
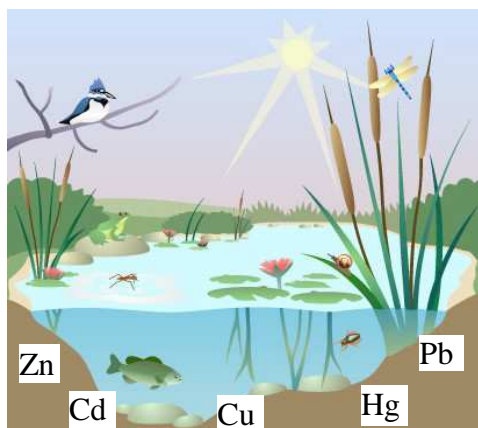


Рис. 20. Корреляционные связи содержания ртути в органах диких и разводимых в неволе американских норок



Различия распределения и накопления в почве и биотических компонентах наземных экосистем ртути и других тяжелых металлов

Вследствие того, что тяжелые металлы имеют различную степень биологической активности и токсичности для живых организмов, а также вследствие того, что объемы использования металлов в хозяйственной деятельности человека неодинаковы, для выяснения параллельной с ртутью миграции отобранные пробы (почва, беспозвоночные, органы мелких и хищных млекопитающих) были проанализированы на содержание в них цинка (Zn), меди (Cu), свинца (Pb) и кадмия (Cd).

Распределение металлов в профилях почв исследуемых биотопов варьировало в широких пределах (табл. 17). Максимальные концентрации металлов отмечены в поверхностных горизонтах и в среднем для исследуемой территории составляют: Zn – 199,11 мг/кг, Cu – 100,82 мг/кг, Pb – 68,86 мг/кг, Cd – 1,89 мг/кг. Для всех исследованных биотопов с увеличением глубины отбора образцов ($A > E > B$) содержание металлов снижалось.

Таблица 17

Содержание металлов (мг/кг сухой массы) в почвенных горизонтах различных биотопов

Горизонт*	Zn	Cu	Pb	Cd
Суходольный луг				
A	243,113	165,294	63,895	1,161
E	213,284	140,41	44,561	0,652
B				
Сероольшаник				
A	199,103	100,822	68,859	1,899
E	187,318	88,416	55,422	2,076
B	61,507	34,225	47,202	0,372
Прирусловый ивняк				
A	538,648	92,754	79,027	5,881
E	243,899	90,965	2,039	0,513
B				
Березово-осиновый лес				
A	306,706	59,816	161,581	3,619
E	118,864	33,647	101,854	1,175
B	32,404	9,162	27,922	0,323

* A – гумусово-аккумулятивный горизонт, E – элювиальный (подзолистый) горизонт, B – иллювиальный горизонт.

Максимальное количество цинка, свинца и кадмия определено в почвах прибрежных кустарничковых зарослей, меди – на суходольном лугу. Минимальные концентрации цинка отмечены в почвах пойменного ольшаника, меди – в сыром лесу, свинца и кадмия – на суходольном лугу.

Среднее количество данных элементов в верхних горизонтах почвы исследуемой территории на 2–4 порядка выше содержания в них ртути (рис. 21).

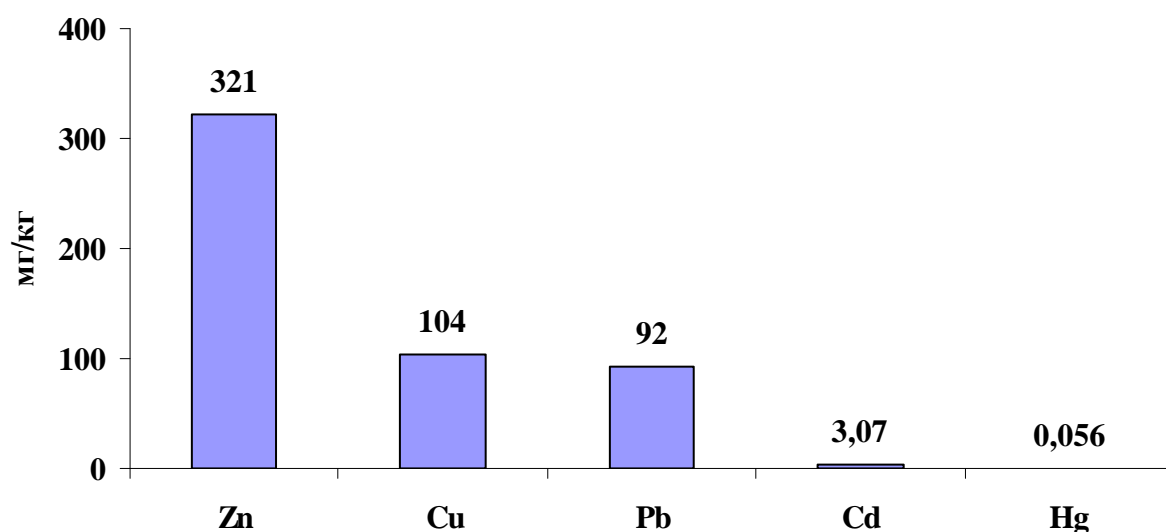


Рис. 21. Содержание тяжелых металлов (мг/кг сухой массы) в горизонте почвы

Содержание металлов в исследованных органах бурозубок уменьшалось в ряду $Zn > Cu > Pb \geq Cd$ и варьировало в пределах: 0,6–17,35 мг Zn/кг; 0,1–4,51 мг Cu/кг; до 2,153 мг Pb/кг и до 2,049 мг Cd/кг (табл. 18). Средние значения количества металлов в органах насекомоядных составили: Zn – $7,77 \pm 0,32$ мг/кг; Cu – $1,73 \pm 0,09$ мг/кг; Pb – $0,093 \pm 0,044$ мг/кг и Cd $0,40 \pm 0,05$ мг/кг. Максимальные средние концентрации всех исследованных металлов отмечены в почках (Zn – $8,05 \pm 0,73$; Cu – $2,08 \pm 0,18$; Pb – $0,12 \pm 0,06$ и Cd $0,42 \pm 0,08$ мг/кг) и печени (Zn – $8,15 \pm 0,47$; Cu – $2,05 \pm 0,13$; Pb – $0,06 \pm 0,05$ и Cd $0,72 \pm 0,09$ мг/кг); минимальные – для мышечной ткани (Zn – $7,16 \pm 0,46$; Cu – $1,13 \pm 0,07$; Pb – $0,09 \pm 0,09$ и Cd $0,05 \pm 0,02$ мг/кг).

Достоверных различий в содержании металлов в органах бурозубок, отловленных в разных биотопах, отмечено не было.

Таблица 18

Содержание металлов (мг/кг сухой массы) в органах обыкновенной бурозубки (*S. araneus*) из разных биотопов окрестностей г. Череповца

Орган	Биотоп		
	суходольный луг	прирусловый ивняк	березово-осиновый лес
Zn			
Мышцы	7,32±0,33	7,91±1,04	7,01±0,65
Печень	8,13±0,5	7,87±0,58	8,23±0,76
Почки	7,47±1,11	6,29±1,15	8,69±1,03
Cu			
Мышцы	1,14±0,06	1,53±0,31	1,05±0,07
Печень	2,25±0,13	2,03±0,21	1,99±0,19
Почки	1,57±0,33	1,81±0,34	2,31±0,25
Pb			
Мышцы	–	–	0,14±0,14
Печень	0,015±0,01	–	0,09±0,09
Почки	0,06±0,06	–	0,18±0,11
Cd			
Мышцы	0,058±0,038	0,072±0,01	0,038±0,01
Печень	0,45±0,14	0,46±0,21	0,89±0,12
Почки	0,27±0,18	0,19±0,11	0,53±0,11

Количество цинка, меди, свинца и кадмия в органах бурозубок значительно ниже их содержания в почве и в процентном соотношении составляет от 0,001 до 16 % (табл. 19). Противоположная закономерность отмечена для ртути – ее содержание в органах мелких млекопитающих превышает в 1,5–3 раза количество элемента, определенного в верхнем горизонте почв.

Установлены достоверные корреляционные зависимости между содержанием в почках и печени кадмия и металлов Cu, Zn, Hg ($r_s = 0,40–0,65$, $p < 0,01$), а также между количеством цинка и меди ($r_s = 0,44$, $p < 0,001$) в мышцах насекомыхядных.

Таблица 19

Доля количества металлов в органах обыкновенной бурозубки от их содержания в почве (%)

Орган	Металл				
	Zn	Cu	Cd	Pb	Hg
Мышцы	2	1	1,5	0,13	216
Печень	2,5	2	16	0,08	230
Почки	2	2	10	0,001	320

Хищные млекопитающие. Показатели содержания металлов в органах хищных млекопитающих исследованных видов уменьшались в ряду $Zn > Cu > Pb > Cd$ и варьировали в пределах: 8,4–102,3 мг Zn/кг; 2,46–36,7 мг Cu/кг; 0,004–2,87 мг Pb/кг и 0,01–3,22 мг Cd/кг в органах куниц и 20,33–72,32 мг Zn/кг; 1,84–27,17 мг Cu/кг; 0,14–0,38 мг Pb/кг и 0,004–0,86 мг Cd/кг в органах енотовидной собаки (табл. 20).

Таблица 20

Содержание металлов в органах лесной куницы и енотовидной собаки (мг/кг сырой массы) Череповецкого района Вологодской области

Орган	Металл			
	Zn	Cu	Pb	Cd
Лесная куница				
Мышцы	39,43±4,9 ^a	4,22±0,16 ^a	0,28±0,07 ^a	0,06±0,02 ^a
Печень	36,59±2,71 ^a	13,91±2,14 ^b	0,54±0,18 ^a	0,49±0,15 ^b
Почки	33,91±1,56 ^a	8,51±1,15 ^a	0,52±0,08 ^a	0,87±0,22 ^b
Енотовидная собака				
Мышцы	46,71±8,37 ^b	3,76±0,66 ^a	0,18±0,04 ^a	0,011±0,03 ^a
Печень	31,18±2,44 ^{ab}	14,33±4,44 ^b	0,09±0,03 ^a	0,08±0,03 ^a
Почки	25,02±1,28 ^a	5,15±0,61 ^a	0,14±0,03 ^a	0,43±0,1 ^b

Примечание: ^{a, b} – значения с разными буквенными надстрочными индексами достоверно различаются между отдельными органами внутри одного вида (в колонках), при уровне значимости $p \leq 0,05$ (ANOVA-тест).

В среднем концентрации металлов в органах хищных млекопитающих статистически достоверно различались: максимальные концентрации отмечены для показателей содержания цинка ($35,79 \pm 1,75$), минимальные – для свинца ($0,36 \pm 0,05$) и кадмия ($0,36 \pm 0,06$), количество меди в образцах ($8,43 \pm 0,84$) имеет промежуточные значения.

Распределение и аккумуляция металлов по органам исследованных видов хищных млекопитающих имели различную закономерность: максимальные концентрации Cu отмечены в печени животных, Pb и Cd – в почках, Zn – в мышцах. Статистически достоверно меньшие значения содержания Cu, Pd, Cd отмечены в мышцах, Zn – в почках.

Достоверных различий между содержанием меди, кадмия и свинца в одних и тех же органах куницы и енотовидной собаки не отмечено (табл. 21). При этом количество цинка в почках куницы достоверно выше, чем концентрации металла в почках енотовидной собаки.

Количество цинка, меди, свинца и кадмия в органах хищных млекопитающих значительно ниже их содержания в почве и в процентном соотношении варьирует в пределах: Zn 8–14 %; Cu 3–13 %; Pb 0,1–0,5 %; Cd 3–28 %. Содержание ртути в органах хищных млекопитающих в 14–90 раз превышает ее количество в почве.

Таблица 21

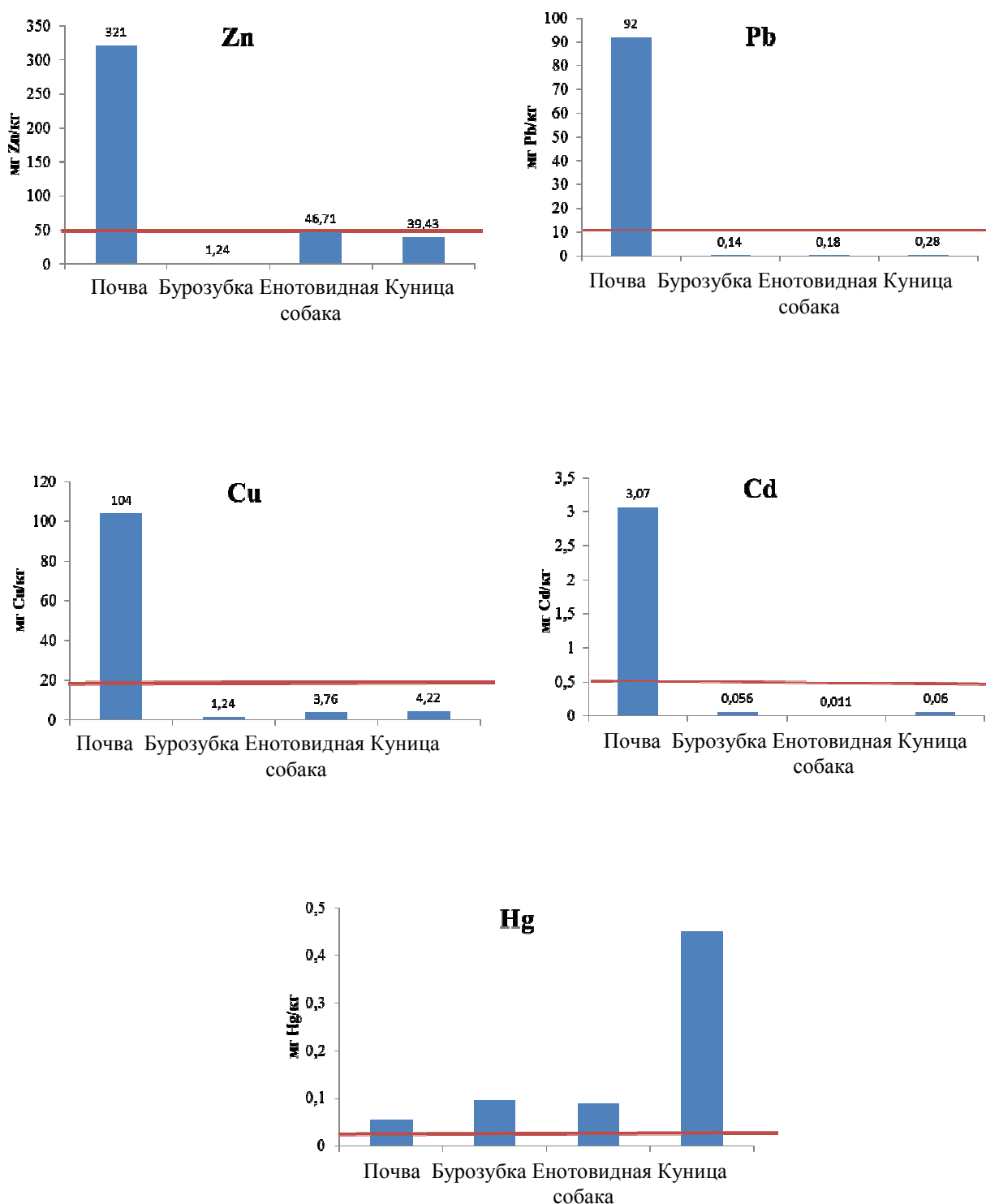
Доля количества металлов в хищных млекопитающих от их содержания в почве (%)

Орган	Металл				
	Zn	Cu	Cd	Pb	Hg
Лесная куница					
Мышцы	12	4	2	0,3	600
Печень	11	13	15	0,5	700
Почки	10	8	28	0,5	1100
Енотовидная собака					
Мышцы	14	3,5	3,5	0,1	160
Печень	9	13	3	0,1	500
Почки	8	5	14	0,2	500

Содержание цинка и меди в среднем по всем органам как у ено-та, так и у куницы в 2–7 раз выше, а концентрации свинца и кадмия соизмеримы с количеством металла в органах землероек.

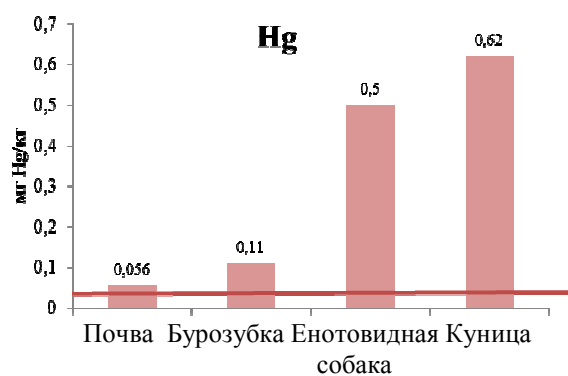
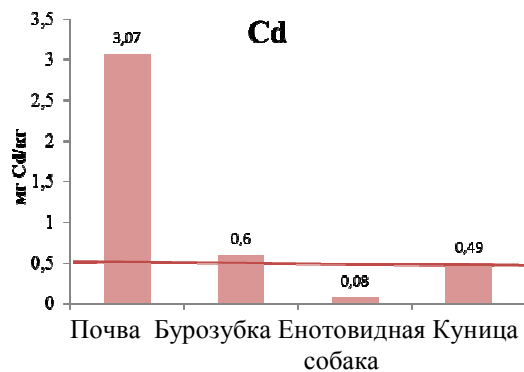
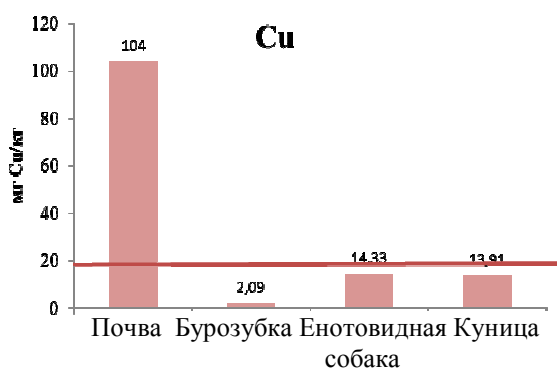
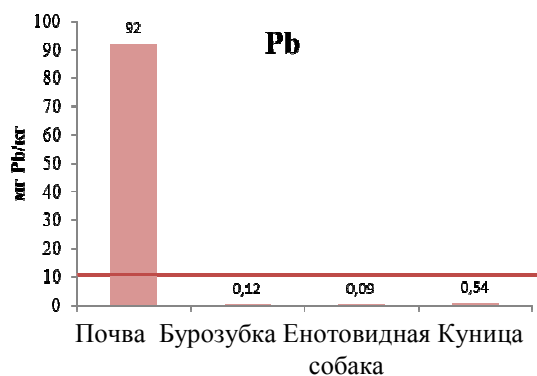
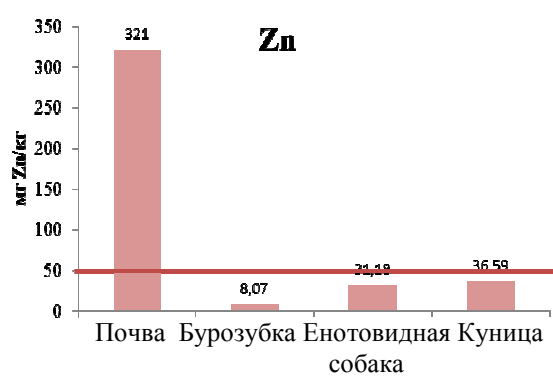
Установлена достоверная корреляционная зависимость между содержанием ртути и свинца во всех исследованных органах куниц ($r_s = 0,55–0,66$, $p < 0,00$, $n = 11–17$). Достоверная положительная корреляционная зависимость отмечена между содержанием цинка и свинца в печени куниц ($r_s = 0,69$, $p < 0,00$, $n = 18$). Отмечена отрицательная корреляционная зависимость между концентрацией цинка и кадмия в почках куниц ($r_s = -0,63$, $p < 0,02$, $n = 18$).

Таким образом, средние концентрации цинка (Zn), меди (Cu), свинца (Pb), кадмия (Cd) в почве значительно выше (на 2–4 порядка) содержания в ней ртути (рис. 22). Уровни накопления этих металлов (Zn, Cu, Pb, Cd) в органах бурозубок и хищных млекопитающих соизмеримы или ниже уровней в почве, в то время как концентрации Hg увеличиваются в живых организмах с переходом на более высокий трофический уровень и в органах хищников в 10–90 раз выше, чем ее содержание в почве.

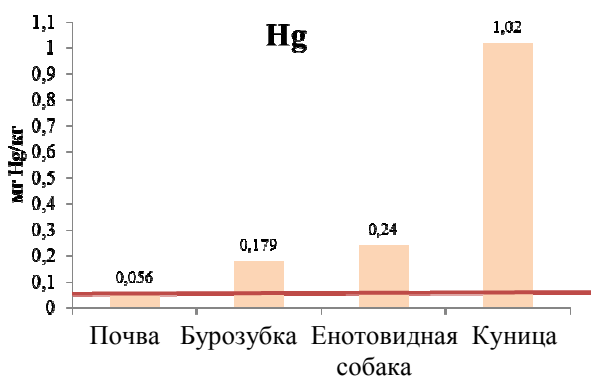
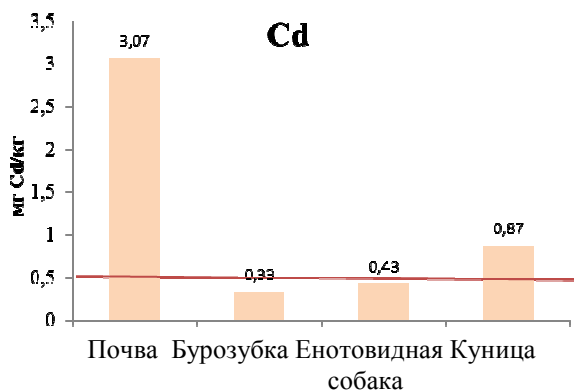
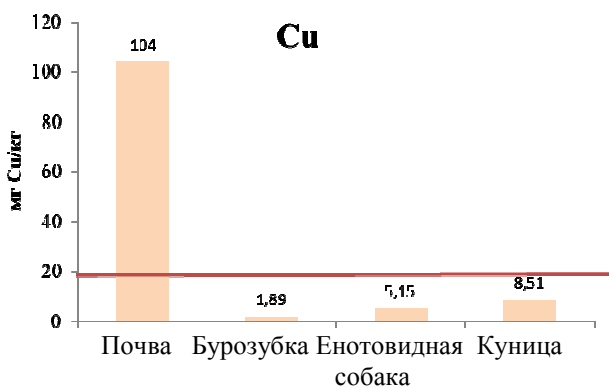
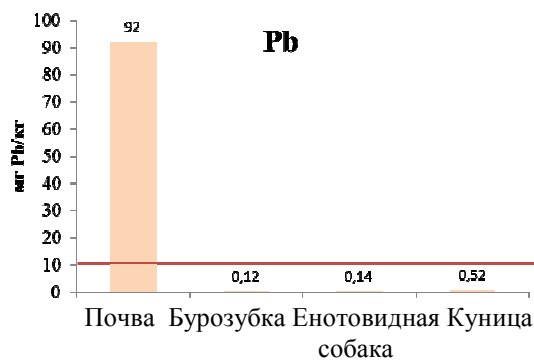
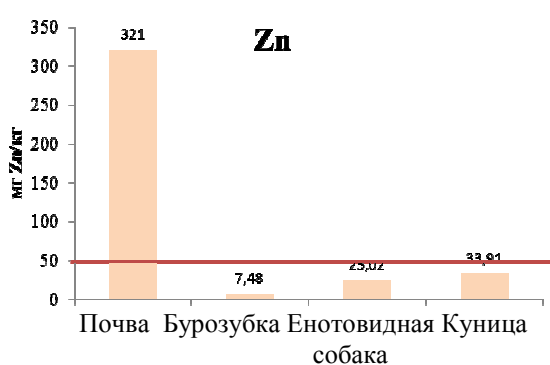


а)

Рис. 22. Содержание тяжелых металлов в почве и органах (а – мышцах; б – печени; в – почках) млекопитающих Череповецкого района: — Кларк металлов для почвы



б)



в)

Заключение

Средние значения концентрации ртути в почвах исследованных биотопов из окрестностей индустриального центра в 1,4–4,6 раза выше Кларка для почв (0,01 мг/кг) и в 2–3 раза ниже Кларка для литосферы (0,080–0,083 мг/кг) (Виноградов, 1957; Li et al., 2010). Несмотря на близость района исследования к крупному металлургическому комбинату, установленные в почвенных горизонтах концентрации ртути сопоставимы с фоновыми для европейской части России (0,02–0,5 мг/кг сухой массы) (Беспамятнов, Кротов, 1985; Власюк, Шкварук, 1974), а также с количеством металла в лесных почвах неиндустриальных европейских территорий (0,007–0,55 мг/кг сухой массы) (Rieder et al., 2011), но в 20–40 раз ниже, чем в почвах загрязненных районов Великобритании, США и Китая (Bull et al., 1977; Zhang, 2009; Talmage and Walton, 1993).

Наибольшая концентрация ртути зарегистрирована в гумусовом горизонте во всех исследованных биотопах, за исключением сероольшаника, в котором максимальная концентрация металла отмечена в иллювиальном горизонте. Закономерное снижение содержания металла с увеличением глубины отмечено и в других исследованиях, где это объясняют повышенным содержанием в них органического вещества (гумуса) и минералов, обладающих повышенным сродством к ртути (Иванов, 2010; Удоденко и др., 2011; Yin et al., 1996; Meili et al., 2003; Ravichandran, 2004). В гумусовых горизонтах исследованных биотопов концентрация металла значительно варьировала и превышала Кларк для почв в 2,7 раза на суходольном лугу и в 13 раз – в березово-осиновом лесу. Это соответствует ранее сделанным предположениям о более высоком содержании ртути в лесных почвах по сравнению с луговыми (Louis et al., 2001; Skjellberg and Drott, 2010).

Зарегистрированная в ходе работы концентрация ртути в дождевых червях, собранных в различных биотопах ($0,55 \pm 0,21$ мкг/кг сухой массы), сопоставима с полученными ранее данными по содержанию металла в дождевых червях из лесов Швейцарии (около 1,04 мкг/кг сухой массы), не подверженных промышленному воздействию (Rieder, 2011), и в 5–30 раз ниже средних значений показателя для животных из промышленных районов Китая (2,8 мкг/кг сухой массы) и США (15,5 мкг/кг сырой массы) (Zhang, 2009; Talmage and Walton, 1993). Высокая вариабельность показателей содержания металла в червях связана, вероятно, с размерными характеристиками, видовой принадлежностью и глубиной обитания животных, которые мы в данном исследовании не определяли.

В среднем содержание ртути в земляных червях почти в 10 раз выше, чем количество металла в почве (рис. 12). Установлена достоверная корреляционная зависимость между концентрацией Hg в почве и дождевых червях ($r_s = 0,85$, $p \leq 0,01$).

Содержание ртути в дождевых червях, собранных в районе исследования, в 3–8 раз выше, чем концентрации Hg в органах обыкновенной бурозубки, и в 15–100 раз, чем в органах рыжей полевки. Некоторые авторы связывают высокую вариабельность концентраций тяжелых металлов в организмах мелких млекопитающих с различной долей содержания дождевых червей в их рационе питания (Ma et al., 1987; Ma et al., 1991). Считается, что земляные черви накапливают тяжелые металлы более интенсивно, чем растения и насекомые, что связано с условиями их жизни и особенностями питания (Ireland 1975; Gish and Christensen 1973; Morgan et al., 1992; Reinecke and Reinecke 1998). Земляные черви играют значительную роль в биогеохимическом круговороте элемента, так как поглощают и перерабатывают в кишечнике большие количества почвы, обогащенной органическим веществом и связанной с ним ртути. Имея максимальную биомассу среди почвенных беспозвоночных, дождевые черви являются важным компонентом наземных экосистем и существенным звеном пищевых цепей, включающих в том числе и представителей мелких млекопитающих (Hsu, 2006; Hendriks, 1995).

Содержание ртути в основных группах насекомых, собранных на территории отлова мелких млекопитающих, было низким

(0,01–0,04 мг/кг), за исключением навозников и хищных жуужелиц и стрекоз (0,1–0,3 мг/кг сухой массы). Ранее было установлено, что количество ртути в корме насекомоядных в 4,5 раза ниже, чем количество ртути в почках животных (Talmage and Walton, 1993). Исходя из этого, количество ртути в кормовых объектах бурозубок, отловленных в разных биотопах, различается: меньше на суходольном лугу (0,03 мг/кг) и больше в березово-осиновом лесу (0,06 мг/кг сухой массы). Вероятно, это связано с использованием разных объектов в рационе животных из исследованных биотопов либо с разным содержанием ртути в одних и тех же объектах (рис. 23).

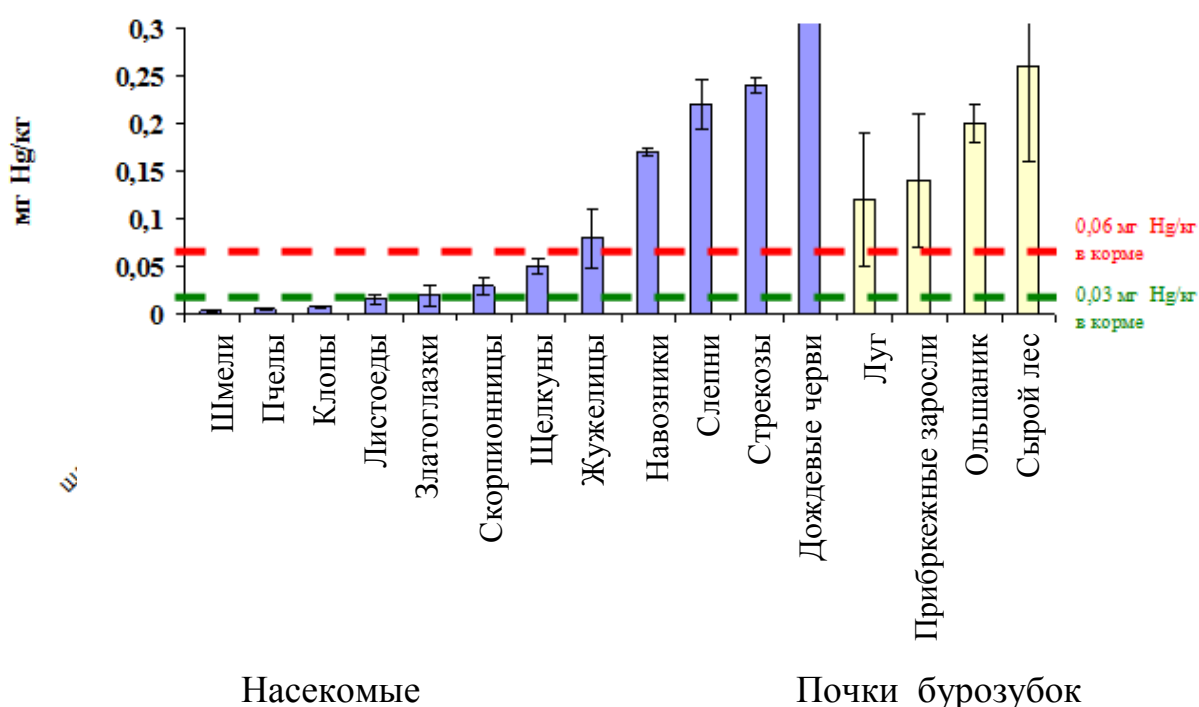


Рис. 23. Содержание ртути в разных видах беспозвоночных и почках бурозубок из разных биотопов. Штриховкой отмечено содержание ртути в корме бурозубок из разных биотопов

Концентрация общей ртути в органах мелких млекопитающих, отловленных в районе исследования (0,001–0,886 мг/кг сухой массы), сопоставима с имеющимися в литературе данными для животных, места обитания которых значительно удалены от источников загрязнения. Содержание Hg в органах рыжей полевки и обыкновенной бурозубки, отловленных в различных биотопах Воронеж-

ского заповедника (Комов и др., 2010), – 0,03–0,27 и 0,04–0,5 мг/кг сухой массы соответственно; в печени грызунов (*Dipodomys merriami*, *Chaetodipus penicillatus*, *Peromyscus eremicus*, *Neotoma lepida*) в штате Невада США – 0,002–0,01 мг/кг сухой массы (Gerstenberger et al., 2006). В почках и печени представителя отряда грызунов из Северной Америки – оленьего хомячка (*Peromyscus maniculatus*) – содержание Hg ближе к значениям показателя в органах насекомоядных Северо-Запада России и варьирует в пределах 0,035–0,1 и 0,36–0,43 мг/кг сухой массы соответственно (Vucetich, 2001). Это может быть связано с тем, что в рационе питания оленьего хомячка и обыкновенной бурозубки существенную роль играют беспозвоночные. Концентрация ртути в органах рыжей полевки значительно ниже, чем у представителей того же вида, отловленных в непосредственной близости от промышленной зоны хлорщелочного предприятия (0,51–1,24 мг/кг сухой массы) (Великобритания), и сопоставимы с таковыми у животных, отловленных на расстоянии 10–30 км от него (0,21–0,57 мг/кг сухой массы) (Bull, 1977). Содержание металла в почках белого хомячка (*Peromyscus leucopus*) и короткохвостой бурозубки (*Blarina brevicauda*) из промышленных районов США на порядок выше показателей концентрации ртути в почках мелких млекопитающих Вологодской области (Talmage and Walton, 1993).

Концентрация ртути во всех исследованных органах бурозубок статистически значимо выше концентраций, зарегистрированных в органах полевок. Полученные данные позволяют предположить, что ртуть в организм исследованных видов мелких млекопитающих поступает преимущественно с животными объектами питания (основа кормового спектра обыкновенной бурозубки) и в меньшей степени – с растительной пищей (основа кормового спектра рыжей полевки). Это подтверждает ранее установленные закономерности биоаккумуляции металла: увеличение концентрации Hg в живых организмах с продвижением по трофической цепи (Winer, 2002), а также более интенсивное накопление тяжелых металлов плотоядными и всеядными млекопитающими по сравнению с растительноядными видами (Ma, 1994).

Полученные нами и уже имеющиеся литературные данные об

особенностях распределения ртути в организме представителей мелких млекопитающих в основном совпадают: $Hg_{\text{почки}} \geq Hg_{\text{печень}} > Hg_{\text{мышцы}} > Hg_{\text{мозг}}$ (Jeffries and French, 1976; Bull et al., 1977; Telpage and Walton, 1990).

Для всей выборки насекомоядных установлены высокие статистически значимые корреляционные связи между концентрациями ртути во всех парах исследованных органов, в то время как для грызунов – только в парах органов: печень–мышцы, печень–мозг. Достоверная корреляционная зависимость между содержанием Hg в печени и почках ранее была отмечена и для представителя отряда грызунов – оленьего хомячка из Северной Америки ($r = 0,62$ при $p < 0,01$) (Vucetich, 2001).

Количество аккумулированного металла бурозубками зависит от особенностей места их обитания, в частности, увлажненности. Концентрация Hg в организме насекомоядных из сырого березово-осинового леса достоверно выше, чем у животных с суходольного луга. У мышевидных аналогичная тенденция отмечена только для мозга животных. Неравномерность распределения ртути по органам животных может быть связана с неоднородностью распределения неорганических и ртутьорганических соединений ртути на территории их обитания, особенностями аккумуляции разных форм Hg живыми организмами, а также с особенностями строения и функционирования их органов (Ulfvarson, 1970). В исследованиях, проведенных в Северной Америке на выдрах, отмечено, что количественное соотношение аккумулированных метилированных и неорганических форм ртути в разных органах не одинаково: на долю метилртути в мозге и мышечной ткани приходится 80–90 % от общей ртути, в то время как в почках и печени не превышает 40–55 % (Strom, 2007). Не исключено, что в печени и почках исследованных нами видов мелких млекопитающих значительная часть общей ртути находится в неорганической форме.

Зарегистрированная в ходе работы концентрация общей ртути в органах хищных млекопитающих семейства куньих Вологодской области (0,004–6,49 мг/кг сырой массы) сопоставима с имеющимися в литературе данными для наиболее исследованных на настоящий момент представителей семейства куньих – норки и выдры.

Содержание металла в печени выдр и норок Северной Америки варьировало в пределах 0,26–8,66 и 0,85–10,0, в головном мозге – 0,06–10,2 мг/кг сырой массы (Evans, 2000; Fortin, 2001; Yates, 2005). Высокая концентрация Hg в органах этих животных связана, вероятно, с их преимущественным питанием рыбой (Wiener, 2002).

Для накопления и распределения ртути в организме животных семейства куньих Вологодской области характерны высокие концентрации металла в печени и почках, более низкие – в мышцах и минимальные – в мозге. В рационе исследованных нами животных встречаются млекопитающие, птицы, земноводные, рыбы, насекомые и растения (Данилов, Туманов, 1976). Однако можно выделить виды, питающиеся исключительно мышевидными грызунами: это ласка и горностай. Американская норка, лесная куница и лесной хорь относятся к видам с более широким кормовым спектром (Данилов, Туманов, 1976; Поддубная, Козлова, 2007; Чашухин, 2009). Достоверно более высокие концентрации металла в организме американских норок из Вожегодского района, по сравнению со всеми остальными исследованными видами семейства куньих, вероятно, могут быть связаны с неизвестными нам локальными источниками ртутного загрязнения, приуроченными к местам обитания животных, либо с более узкой пищевой специализацией норок (преимущественном питании гидробионтами, в первую очередь, рыбой (Поддубная, Козлова, 2007). Статистически значимых отличий в содержании ртути в органах эврифагов – лесного хоря и куницы – не установлено: эти хищники, по-видимому, имеют сходный рацион питания. В печени, почках и мозге типичных миофагов – ласки и горностая – содержание ртути достоверно ниже, чем в соответствующих органах других видов куньих.

Содержание Hg во всех исследованных органах куниц достоверно уменьшалось с увеличением расстояния мест их обитания от промышленных центров, индустриально-развитого Череповецкого района. Концентрация общей ртути в органах норок и выдр, по мнению ряда авторов, может быть использована в качестве показателя загрязнения окружающей среды в районах, близких к промышленным центрам (Fortin et al., 2001). В свою очередь, накопление металла в организме животных – один из возможных факторов,

способствующих сокращению численности этих видов пушных зверей на побережье Атлантического океана (юго-восток США), т.е. в районах, исторически ими богатых (Osowski, 1995). Концентрация ртути в почках норки из проблемных областей составляла более 25 мг/кг, из отдаленных – менее 4 мг/кг сырой массы (Osowski, 1995).

Районы обитания исследованных экземпляров лесных куниц различались не только по степени удаленности от промышленных центров Вологодской области, но и по своим природно-климатическим особенностям. Для западных районов – Череповецкого, Кадуйского, Вашкинского и Устюженского – характерно наличие большого числа озер и заболоченных территорий, в то время как в Никольском районе, расположенном на востоке области и удаленном от металлургического центра более чем на 500 км, крупных водоемов и болотных массивов нет (Природа... 1957). Выявлена достоверная корреляционная зависимость между концентрацией ртути в органах куниц и среднегодовым количеством осадков, числом озер и густотой речной сети в районе, а также долей территории (%), занятой болотами и лугами. Полученные результаты могут свидетельствовать о миграции ртути из водных экосистем в наземные.

Установленные средние значения концентрации общей ртути в печени и почках хищных млекопитающих семейства псовых, добытых в Череповецком районе (0,2–0,5 мг/кг сырой массы), более чем на порядок превышают значения концентрации металла в соответствующих органах диких лисиц, отловленных в западной Польше, Хорватии и Италии – 0,007–0,06 мг/кг сырой массы (Kalisinska et al., 2009; Bilandzic et al., 2010; Alleva et al., 2006). Полученные в результате настоящего исследования данные сопоставимы с ранее установленными концентрациями металла в печени песцов (0,2–0,8 мг/кг сырой массы), отловленных в Канаде (Prestrud et al., 1994; Champroux et al., 1999). При этом концентрации Hg в печени и почках животных из Череповецкого района фактически совпадают со значениями показателя в соответствующих органах красной лисицы (0,3–1,28 мг/кг сырой массы), отловленной в загрязненных ртутью районах Испании и на острове Милин (Польша) (Millan et al., 2008; Kalisinska et al., 2009).

Концентрация ртути в печени и почках представителей семейства псовых, выращенных в искусственных условиях на зверофермах, не превышает 0,05 мг/кг сырой массы и рассматривается рядом авторов в качестве показателя геохимического фона металла (Farrar et al., 1994; Cybulski et al., 2009). В органах исследованных видов псовых Вологодской области среднее содержание ртути превышает этот показатель в 4–7 раз для почек и в 6–15 раз для печени. Поэтому зарегистрированные нами концентрации Hg в органах и тканях хищных млекопитающих с высокой долей вероятности свидетельствуют о повышенном содержании металла в наземной экосистеме исследуемого региона.

Зарегистрированные в ходе работы концентрации общей ртути в органах и тканях хищных млекопитающих семейства псовых Череповецкого района в среднем ниже показателей, установленных для наиболее исследованных на настоящий момент полуводных представителей семейства куньих – выдр и норок, которые являются ихтиофагами.

Как было показано ранее, повышенное содержание Hg в органах млекопитающих может быть связано с особенностями питания: максимальные значения показателей зарегистрированы у животных, рацион которых богат рыбой и другими гидробионтами (Nansen et al., 1989; Debski and Chudzicka-Popek, 2005). Участки окрестностей г. Череповца, где были отловлены (добыты) исследованные экземпляры енотовидных собак, равно удалены от промышленного центра, при этом биотопически сильно различаются. У животных, добытых на юго-восточном участке района исследования, с высокой долей вероятности в рацион питания входят водные объекты, а также трофически связанные с водными экосистемами птицы и млекопитающие: значительная часть этой территории расположена на берегу Рыбинского водохранилища. На территории юго-западного участка района исследования нет крупных водоемов, и он находится на значительном расстоянии от водохранилища. Поэтому в рационе питания енотовидной собаки с этого участка водные объекты маловероятно представлены в значительном количестве.

В большинстве проведенных исследований содержание Hg определено в печени и почках млекопитающих, органах, выполняющих функцию детоксикации загрязняющих веществ (Brokens et al., 2008; Cristol et al., 2008). Однако для более объективной оценки накопления и распределения ртути в организме млекопитающих необходимо расширить спектр анализируемых органов, т.к. соотношение различных форм ртути между органами не одинаково. Доля более токсичной для теплокровных метилртути выше в мозге и мышцах, чем в печени и почках (Strom, 2007).

Нейротоксическое действие металла проявляется, в первую очередь, повреждением органов центральной нервной системы (Heinz, 1996; Wolfe et al., 1998; UNEP, 2002; Driscoll et al., 2007). Более того, только для мозга выдр отмечена зависимость уровня накопления металла от таких факторов, как химический состав воды, геология района обитания животных, а также пол и возраст животных. Для других органов такая связь не установлена (Strom, 2007). Мышечная ткань, составляющая значительную долю массы тела млекопитающих, вероятно, выступает в их организме основным хранилищем (депо) аккумуляированной ртути. В отличие от большинства исследований, где максимальные концентрации ртути у представителей хищных млекопитающих семейства псовых определены в почках (Millan et al., 2008; Kalisinska et al., 2009; Piskorova et al., 2003; Bilandzic et al., 2010), у животных Череповецкого района максимальные концентрации металла отмечены в печени. Установленные соотношения распределения металла между органами у псовых из Череповецкого района совпадают с аналогичными данными для псовых, выращенных на зверофермах, и для выдр Северной Америки (Cybulski et al., 2009; Strom, 2007).

Количество металла в мозге млекопитающих значительно меньше, чем в печени, что связано с различной морфофункциональной природой тканей органов, однако не исключает того, что в организме животных происходят физиологические процессы, ограничивающие проникновение металла в центральную нервную систему. Ранее в работах по мелким млекопитающим было сделано предположение, что накопление и распределение неорганических и ртутьорганических форм ртути между разными тканями и органа-

ми в организме зависит от биохимического состава, метаболизма и выполняемой функции органа (Ulfvarson, 1970; Strom, 2007).

Статистически значимые корреляционные связи между содержанием ртути в парах исследованных органов и тканей (мышцы–печень, печень–мозг) у енотовидной собаки и мышцы–мозг у обыкновенной лисицы, отловленных в Череповецком районе, сопоставимы с установленными ранее зависимостями для органов печень–мышцы, почки–печень, почки–мышцы у лисицы из Польши (Kalisinska et al., 2011).

Исходя из того что концентрация ртути в органах разводимых в неволе лисиц в 1,5–8 раз выше, чем в корме животных, содержание ртути в корме диких лисиц Вологодской области – 0,05 мг/кг сырой массы, что соответствует количеству металла в мелких млекопитающих исследуемого региона (рис. 24). Аналогично содержание ртути в корме диких норок Вологодской области – 0,3 мг/кг. Такие концентрации характерны для рыбы.

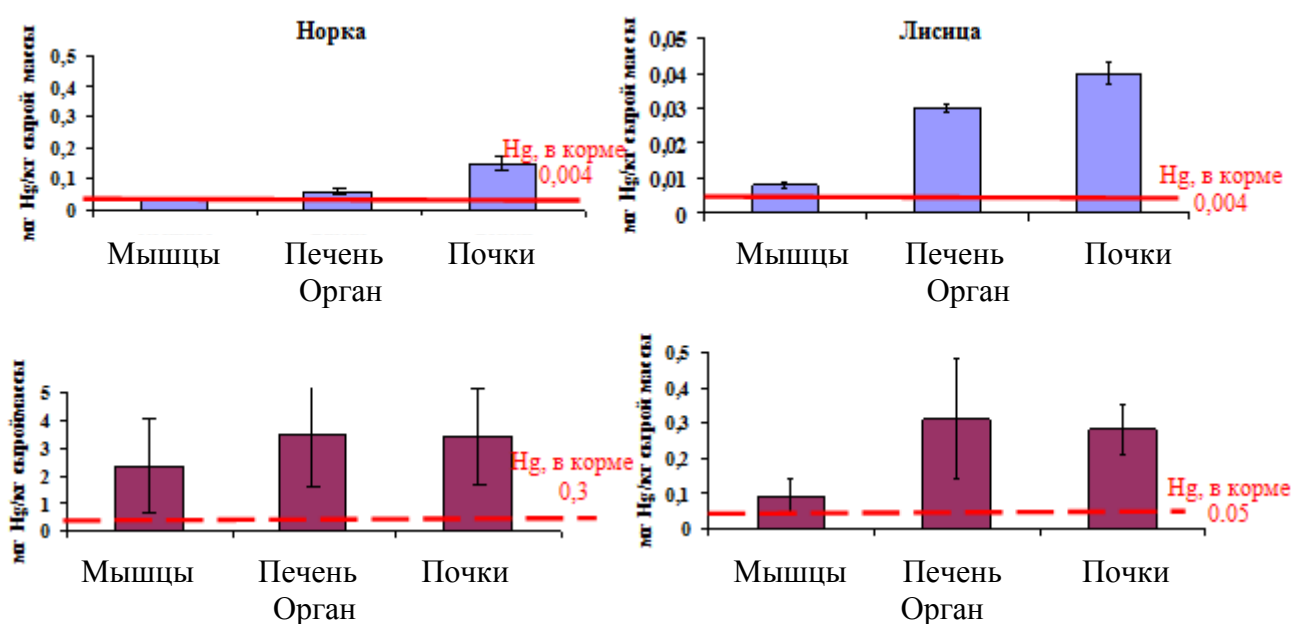


Рис. 24. Содержание ртути в органах диких (верхний график) и выращенных на звероферме животных (внизу)

Средние концентрации цинка (Zn), меди (Cu), свинца (Pb), кадмия (Cd) в почве на 2–4 порядка выше содержания в ней ртути.

Уровни накопления металлов (Zn, Cu, Pb, Cd) в органах бурозубок и хищных млекопитающих соизмеримы или ниже, чем в почве, в то время как концентрации Hg увеличиваются в живых организмах с переходом на более высокий трофический уровень и в органах хищников в 10–90 раз выше, чем ее содержание в почве.

Содержание ртути в мозге исследованных видов млекопитающих Вологодской области значительно ниже, чем установленные в результате медицинских и токсикологических исследований значения (3–5 мг/кг), которые могут вызывать визуальный, когнитивный или нейроповеденческий дефицит у мелких млекопитающих (мыши, крысы, морские свинки) (Burbacher et al., 1990).

Токсические эффекты ртути связаны со способностью метилртути связываться с сульфгидрильными группами ферментов, ионных каналов и рецепторов, что приводит к нарушению работы антиоксидантной системы и усиленной генерации свободных радикалов и активных форм кислорода (Lund, Miller, 1993; Mozaffarian, Rimm, 2006). Установлена прямая корреляционная зависимость между уровнем ртути в печени хищных млекопитающих и активностью супероксиддисмугазы (СОД) и каталазы в печени, при этом активность АОФ и содержание металла были выше у исследованных норок, по сравнению с песцами и лисицами (Хижкин и др., 2012). Однако известно, что активность антиоксидантных ферментов зависит в значительной степени от уровня метаболизма организма (Зенков и др., 2001), с чем, вероятно, могут быть связаны различия в активности АОФ у куньих и псовых. У норок, ввиду их морфоанатомических особенностей (вытянутая форма тела и др.), уровень основного обмена существенно больше, чем у песцов и лисиц (Casey et al., 1979).

Отмечена прямая корреляционная зависимость между уровнем ртути и содержанием небелковых SH-групп в почках хищных млекопитающих (Хижкин и др., 2012). Это, очевидно, связано с тем, что для выведения из организма ртуть должна вначале образовать комплекс с глутатионом, который затем выделяется из клеток в кровь и в дальнейшем с участием печени выводится из организма. Установлено, что при низкой концентрации ртути в органе (до 0,15 мг/кг ткани) количество небелковых SH-групп, с которыми может связаться металл для последующего выведения, возрастает параллель-

но с увеличением концентрации металла. Вероятно, обнаруженные изменения уровня небелковых сульфгидрильных групп были направлены на детоксикацию ртути и ее соединений. При дальнейшем увеличении ее концентрации организм не способен за счет одних сульфгидрильных групп эффективно выводить ртуть из организма (Хижкин и др., 2012). Вероятно, изменения антиоксидантной системы могут быть связаны с участием ее отдельных компонентов в детоксикации (Хижкин и др., 2012).

Ртуть вызывает значительные изменения белкового, липидного и углеводного обменов в организме (Немова, 2005; Голованова, 2008). Действие соединений ртути сказывается на активности всех мембранных ферментов, в том числе и митохондриальных, участвующих в процессах энергопродукции (Немова, 2005). При действии ртути у млекопитающих выявлены изменения активности антиоксидантных ферментов в печени и почках (Filipak et al., 2008), а также изменения активности аргиназы и митоген-активируемой протеинкиназы (Kanada Hironori et al., 2008; Kim Sang Hyun et al., 2005).

При анализе влияния накопленной ртути на общую амилалитическую активность у полевок установлено снижение активности сахаразы на 16–48 %. Отмечены достоверные изменения активности мальтазы с увеличением содержания ртути в кишечнике – увеличение (на 11 %) у самцов и снижение (на 13 %) у самок (Пенькова и др., 2012).

У буроzubок незначительное повышение содержания ртути приводило к достоверному повышению активности гликозидаз (на 15–40 %) в слизистой оболочке кишечника. При этом активность ферментов снижалась (до 74 %) лишь при самых высоких концентрациях ртути, негативно влияя на скорость гидролиза углеводных компонентов пищи (Голованова и др., 2012).

Аналогичные результаты были показаны для лесной куницы. Так, у особей с низким и средним содержанием ртути амилалитическая активность в химусе и слизистой оболочке кишечника снижается (на 50–70 % от контроля), однако при повышенном содержании ртути, наоборот, она увеличивается (на 33–147 %). Активность сахаразы в химусе и слизистой оболочке кишечника также изменялась разнопланово: увеличивалась (на 31 %) у особей при

относительно низком содержании ртути и линейно снижалась (на 29–94 %) у особей с достоверно более высокими показателями содержания ртути в органах. Активность мальтазы при низком и среднем содержании ртути изменяется незначительно, а при максимальном снижается на 21 % от контроля в слизистой оболочке кишечника и на 32 % в химусе.

Таким образом, у млекопитающих накопление ртути в организме сопровождается разнонаправленными изменениями активности панкреатических и собственно мембранных ферментов, гидролизующих углеводные компоненты пищи в кишечнике (Пенькова и др., 2012; Голованова и др., 2008; Филлипов и др., 2012).

Для норки и выдры концентрации сублетального воздействия ртути оцениваются как 1/3 часть от средних летальных концентраций, которые в разных органах животных составляют приблизительно 3,0–10,0 мг/кг сырой массы (Halbrook et al., 1994; US EPA, 1997). В лабораторных условиях было установлено, что содержание ртути, превышающее 2,8–3,3 мг/кг сырой массы в печени домашней собаки, несовместимо с жизнью (Farrar et al., 1994). Поэтому не исключено, что представители семейства псовых более чувствительны к отравлению Hg по сравнению с наземными ихтиофагами. Исследований, посвященных воздействию сублетальных концентраций ртути на диких хищных млекопитающих семейства псовых и выявлению у последних функциональных и поведенческих изменений, очень мало. Однако в ряде работ высказывается предположение, что накопление ртути в органах и тканях хищных животных может негативно сказаться на их жизни в дикой природе, имея своим следствием снижение остроты зрения и способности охотиться, а также голодание и сокращение воспроизводства (Aulerich et al., 1974; O'Connor and Nielsen 1981; Wobeser et al., 1976; Wolfe et al., 1998). У 12 % исследованных особей хищных животных, обитающих в окрестностях крупного промышленного комплекса Северо-Запада России, установлены концентрации ртути в органах, близкие к экспериментально установленным остро-токсичным, летальным дозам металла для позвоночных животных,

которые превышают установленный в США «стандарт здоровья наземной экосистемы» – 1,1 мг/кг (Gerstenberger et al., 2006). Высокие концентрации металла свидетельствуют о реальной возможности возникновения функциональных нарушений на организменном уровне, поэтому мониторинг уровня накопления металла в тканях и органах хищных млекопитающих может быть использован для оценки ртутной нагрузки на окружающую среду региона исследования.

Выводы

1. Концентрация ртути в поверхностном горизонте почвы исследуемых биотопов сопоставима с фоновыми для европейской части России и значительно ниже, чем в почвах из промышленных (загрязненных) районов. Содержание металла снижается с увеличением глубины залегания почвенного горизонта и зависит от характера растительности и почвенных условий: максимальные значения (0,13 мг/кг) установлены в березово-осиновом лесу с влажными подкисленными почвами; минимальные (0,03 мг/кг) на суходольном лугу, отличающемся сухими нейтральными почвами. Содержание ртути в дождевых червях в 10 раз выше, чем количество металла в почве (в среднем 0,55 мг/кг сухой массы). Установлена сильная корреляционная связь между содержанием ртути в почве и земляных червях ($r_s = 0,85$, $p \leq 0,01$).

2. Содержание металла во всех исследованных органах бурозубок (почки – $0,19 \pm 0,14$; печень – $0,12 \pm 0,11$; мышцы – $0,11 \pm 0,09$; мозг – $0,07 \pm 0,04$) статистически значимо выше, чем концентрации ртути в соответствующих органах растительноядных полевок (почки – $0,03 \pm 0,02$; печень – $0,02 \pm 0,03$; мышцы – $0,04 \pm 0,02$; мозг – $0,005 \pm 0,004$). Установлена положительная корреляционная зависимость между содержанием ртути во всех органах бурозубок и количеством металла в почве и дождевых червях ($r_s = 0,40$ – $0,89$, $p \leq 0,01$) и только для печени и мозга у грызунов ($r_s = 0,54$, $p \leq 0,01$; $r_s = 0,38$, $p \leq 0,01$).

3. Концентрация ртути в органах хищных млекопитающих из семейства куньих варьирует в широких пределах (разница между количеством ртути в одних и тех же органах разных видов – до 40 раз). Максимальная концентрация металла отмечена в органах типичного потребителя гидробионтов – американской норки (0,87–3,72); средние значения – в органах видов с широким кормовым спектром: куницы (0,13–0,67) и лесного хоря (0,09–0,38); минимальные показатели – у типичных миофагов, горностая (0,03–0,18) и ласки (0,12–0,27 мг/кг сырой массы).

4. Близость к промышленным территориям, а также наличие болот и крупных, непроточных водоемов в районах обитания животных определяют повышенные концентрации ртути в их органах, что может свидетельствовать о миграции ртути из водных экосистем в наземные.

5. Средние значения концентрации ртути в печени и почках хищных млекопитающих семейства псовых, добытых в окрестностях г. Череповца, более чем на порядок превышают концентрации металла в тех же органах животных из фоновых регионов Европы. Содержание ртути в органах енотовидных собак, обитающих на побережье водохранилища, достоверно выше, чем у животных, обитающих на большом расстоянии от этого водоема.

6. Содержание ртути в органах хищных млекопитающих, выращенных в неволе на звероводческой ферме, в 10–50 раз ниже, чем у диких животных Вологодской области. В отличие от диких хищников у фермерских животных не установлена корреляционная зависимость между количеством ртути в разных парах органов, что может свидетельствовать о повышенном содержании металла в наземной экосистеме исследуемого региона.

7. Средние концентрации цинка (Zn), меди (Cu), свинца (Pb), кадмия (Cd) в почве на 2–4 порядка выше содержания в ней ртути. Уровень накопления этих металлов (Zn, Cu, Pb, Cd) в органах бурозубок и хищных млекопитающих соизмерим или ниже уровня в почве, в то время как концентрация Hg увеличивается в живых организмах с переходом на более высокий трофический уровень и в органах хищников в 10–90 раз выше, чем ее содержание в почве.

Литература

1. *Аристов А.А., Башенина Н.В., Бернштейн А.Д.* и др. Европейская рыжая полевка. *Bank vole* / Отв. ред. Н.В. Башенина. М.: Наука, 1981.
2. Атлас Вологодской области. СПб.: Аэрогеодезия, 2007.
3. *Барышников Г.Ф., Гарутт В.Е., Громов И.М.* и др. Каталог млекопитающих СССР (плиоцен – современность) / Под ред. И.М. Громова и Г.И. Барановой. Л.: Наука, 1981.
4. *Безель В.С., Андрияшкин Ю.Г., Коришун М.Н.* и др. К вопросу оценки последствий загрязнения водных экосистем промышленными выбросами ртути // Количественные методы в экологии позвоночных. Свердловск: УрНЦ РАН, 1983. С. 141–157.
5. *Белова Ю.Н., Долганова М.Н., Колесова Н.С., Шабунцов А.А., Филоненко И.В.* Разнообразие насекомых Вологодской области / Под ред. Ю.Н. Беловой, А.А. Шабунцова. Вологда: Центр оперативной полиграфии «Коперник», 2008.
6. *Белоногова Ю.В., Шляхтин Г.В.* Токсическое влияние ионов свинца, кадмия и ртути на некоторые виды гидробионтов // Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных экосистем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в XXI веке: Материалы Всерос. науч. конф. Саратов, 2001. С. 16–19.
7. *Бельшиев Б.Ф.* Стрекозы Сибири. Новосибирск: Наука, 1973. Т. I. Ч. 1.
8. *Беспамятнов Г.П., Кротов Ю.А.* Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Л.: Наука, 1985.
9. Биологический энциклопедический словарь / Гл. ред. М. С. *Гиляров*; Редкол.: А. А. *Бабаев*, Г. Г. *Винберг*, Г. А. *Заварзин* и др. 2-е изд., исправл. М.: Сов. энциклопедия, 1986.
10. *Виноградов А.П.* Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957.
11. *Власюк П.А., Шкварук Н.М.* Химические элементы и аминокислоты в жизни растений, животных и человека. Киев: Наукова думка, 1974.
12. *Вольфсон Ф.И., Дружинин А.В.* Главнейшие типы рудных месторождений. М.: Недра, 1975.
13. *Габайдуллин А.Г., Ильина Е.М., Рыжов В.В.* и др. Охрана окружающей среды от ртутного загрязнения. Казань: Магариф, 1999.
14. *Гаврилов К.А., Перель Т.С.* Дождевые черви и другие беспозвоночные в почвах лесов Вологодской области // Почвоведение. 1958. № 8. С. 133–140.

15. *Гиляров М.С., Стриганова Б.Р.* Роль почвенных беспозвоночных в разложении растительных остатков и круговороте веществ // Зоология беспозвоночных. М., 1978.
16. *Гладышев В.П., Левицкая С.А., Филиппова Л.И.* Аналитическая химия ртути. М.: Наука, 1974.
17. *Голованова И.Л., Комов В.Т., Гремячих В.А.* Гидролиз углеводов в кишечнике плотвы *Rutilus rutilus* (L.) при различном накоплении ртути в организме // Биология внутренних вод. 2008. № 3. С. 102–108.
18. *Горностаев Г.Н.* Насекомые СССР. М.: Мысль, 1970.
19. *Грановский Э.И., Хасенова С.К., Дарищева А.М.* и др. Загрязнение ртутью окружающей среды и методы демеркуризации. Алматы, 2001.
20. *Громов И.М., Ербаева М.А.* Млекопитающие фауны России и сопредельных территорий. Зайцеобразные и грызуны. СПб., 1995. С. 287–290.
21. *Гуреев А.А.* Насекомоядные. Ежи, кроты и землеройки (Erinaceidae, Talpidae, Soricidae). Л.: Наука, 1979.
22. *Данилов Д.Н.* Вопросы биологии пушных зверей / Труды ВНИИОЗ. М., 1956.
23. *Данилов П.И.* Новые виды млекопитающих на Европейском Севере России. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2008.
24. *Данилов П.И., Русаков О.С., Туманов И.Л.* Хищные звери северо-запада СССР. Л.: Наука, 1979.
25. *Данилов П.И., Туманов И.Л.* Куньи северо-запада СССР. Л., 1976.
26. Доклад о состоянии и охране окружающей среды Вологодской области в 2005 г. Вологда, 2006.
27. *Долгов В.А.* Бурозубки Старого света. М.: Изд-во МГУ, 1985.
28. *Завьялов Н.А., Крылов А.В., Бобров А.А., Иванов В.К., Дгебуадзе Ю.Ю.* Влияние речного бобра на экосистемы малых рек. М.: Наука, 2005.
29. *Зеликман А.Л.* Практикум по зоологии беспозвоночных. Изд. 2-е. М.: Высш. школа, 1969.
30. *Зенков Н.К., Ланкин В.З., Меньщикова Е.Б.* Окислительный стресс: Биохимический и патофизиологический аспекты. М., 2001.
31. *Иванов Г.М., Кашин В.К.* Ртуть в гумусовых горизонтах почв Забайкалья // Почвоведение. 2010. № 1. С. 30–36.
32. *Ивантер Э.В.* Млекопитающие Карелии. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2008.
33. *Ивантер Э.В.* Популяционная экология мелких млекопитающих таежного северо-запада СССР. Л.: Наука, 1978.
34. *Ивантер Э.В., Ивантер Т.В., Лобкова М.П.* О питании землероек-бурозубок (*Sorex* L.) Карелии. Петрозаводск, 1973. Вып. 2.
35. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989.

36. *Казначеев С.В., Дарянин В.Д.* Воздействие ртути и ее соединений на организм человека в экологических ситуациях // Поведение ртути и других тяжелых металлов в экосистемах: Аналитический обзор. Новосибирск: ГПНТБ СО АН СССР, 1989. Ч. II: Процессы биоаккумуляции и экотоксикологии. С. 122–146.

37. *Калецкая М.Л.* Фауна млекопитающих Дарвинского заповедника и ее изменения под влиянием Рыбинского водохранилища // Рыбинское водохранилище. Ч. I. Изменение природы побережий водохранилища. М.: Изд-во МОИП, 1953. С. 171–186.

38. *Калецкая М.Л., Тупицына А.Ф.* Млекопитающие // Фауна Дарвинского государственного заповедника. М., 1988.

39. *Карасик М.А., Кирикилица С.И., Герасимова Л.И.* Атмогеохимические методы поиска рудных месторождений. М.: Недра, 1986.

40. *Карпова Е.А.* Оценка состояния агроэкосистем Московского региона в отношении микроэлементов // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде. Семипалатинск: Госуниверситет, 2002. Т. 1. С. 200–206.

41. *Кирис И.Д.* Численность белки и мероприятия по увеличению ее запасов и промысла. М., 1956.

42. *Ковальский В.В., Ноллендорф А.Ф., Упитис В.В.* Краткий обзор результатов исследований по проблемам микроэлементов за 1980 г. // Микроэлементы в СССР. 1982. Вып. 23. С. 3–41.

43. *Комов В.Т., Гремячих В.А., Сапельников С.Ф.* и др. Содержание ртути в почвах и в мелких млекопитающих различных биотопов Воронежского заповедника // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты: Материалы Междунар. симпозиума (Москва, 7–9 сентября 2010 г.). М.: ГЕОХИ РАН, 2010.

44. *Комов В.Т., Степанова И.К., Гремячих В.А.* Содержание ртути в мышцах рыб из водоемов Северо-Запада России: Причины интенсивного накопления и оценка негативного эффекта на состояние здоровья людей // Актуальные проблемы водной токсикологии. Борок: ИБВВ РАН, 2004. С. 99–123.

45. *Коновалов А.Ф.* Млекопитающие Вологодской области: Справочник-определитель: Учеб. пособие. Вологда: Русь, 2005.

46. *Криволуцкий Д.А.* Животный мир почвы. М.: Знание, 1969.

47. *Кузубова Л.И., Шуваева О.В., Аношин Г.Н.* Метилртуть в окружающей среде (Распространение, образование в природе, методы определения). Аналит. обзор. Экология. Вып. 59. Новосибирск: ГПНТБ СО РАН, 2000.

48. *Кучерук В.В.* и др. Опыт критического анализа методики количественного учета грызунов и насекомоядных при помощи ловушко-линий // Организация и методы учета птиц и вредных грызунов. М.: Изд-во АН СССР, 1963.

49. *Лапердина Т.Г.* Определение ртути в природных водах. Новосибирск: Наука, 2000.
50. *Лапердина Т.Г., Туняков А.В., Егоров А.И.* и др. Ртутное загрязнение окружающей среды в зонах влияния золотодобывающих предприятий Забайкалья // *Химия в интересах устойчивого развития*. 1995. Т. 3. № 1–2. С. 57–68.
51. Млекопитающие / Науч. ред. И.Я. Павлинов. М.: ООО «Издательство АСТ», 1999.
52. *Мур Дж. В., Рамамурти С.* Тяжелые металлы в природных водах. М.: Мир, 1987.
53. *Нарчук Э.П.* Определитель семейств двукрылых насекомых фауны России и сопредельных стран (с кратким обзором семейств мировой фауны). Зоологический институт РАН. СПб., 2003.
54. *Наумов Н.П.* Экология животных. М., 1963.
55. *Немова Н.Н.* Биохимические эффекты накопления ртути у рыб. М.: Наука, 2005.
56. *Новиков Г.А.* и др. Звери Ленинградской области: Фауна, экология и практическое значение. Л.: ЛГУ, 1970.
57. *Новиков Г.А.* Полевые исследования экологии наземных позвоночных животных. М.; Л.: Сов. наука, 1949.
58. Озерные ресурсы Вологодской области. Вологда, 1981.
59. Определитель насекомых Дальнего Востока России. Т. IV. Сетчатокрылообразные, скорпионницы, перепончатокрылые. Ч. 1 / Под общ. ред. П.А. Лера. СПб.: Наука, 1995. С. 552–553.
60. Определитель насекомых европейской части СССР. Т. II. Жесткокрылые и веерокрылые / Под общ. ред. чл.-кор. Г. Я. Бей-Биенко. М.; Л.: Наука, 1965.
61. *Павлинов И.Я.* Млекопитающие. Ч. 1, 2. Жизнь животных. Природа России. М.: Астрель, 1999.
62. *Павлинов И.Я., Крусков С.В., Варшавский А.А., Борисенко А.В.* Наземные звери России: Справочник-определитель. М.: Изд-во КМК, 2002.
63. *Павлинов И.Я., Россолимо О.Л.* Систематика млекопитающих СССР. М.: Изд-во МГУ, 1987.
64. *Панин М.С.* Техногенное загрязнение почв Казахстана тяжелыми металлами // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде. Семипалатинск: Госуниверситет, 2000. Т. 1. С. 60–72.
65. *Панин М.С., Артамонова Е.Н., Медведев П.П.* Эколого-геохимическая оценка уровня загрязнения тяжелыми металлами почв территории угольного месторождения «Каражыра» // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде. Семипалатинск: Госуниверситет, 2002. Т. 1. С. 332–343.

66. *Панов Б.С., Шевченко О.А.* Тяжелые металлы в биосфере Донбасса // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде. Семипалатинск: Госуниверситет, 2002. Т. 2. С. 40–45.

67. *Пенькова Г.А., Филиппов А.А., Голованова И.Л., Степина Е.С.* Влияние накопленной ртути на активность кишечных гликозидаз у рыжей полевки из различных биотопов // Ярославский педагогический вестник. 2012. № 1. С. 112–116.

68. *Перель Т.С.* Распространение и закономерности распределения дождевых червей фауны СССР. М.: Наука, 1979.

69. *Плавильщиков Н.Н.* Определитель насекомых: Краткий определитель наиболее распространенных насекомых европейской части России. Топпкал. М., 1994.

70. *Поддубная Н.Я.* Насекомоядные, зайцеобразные, грызуны и трофически связанные с ними хищные млекопитающие лесов восточных склонов Южного Сихотэ-Алиня. Череповец: Изд-во ЧГПИ им. А.В. Луначарского, 1995.

71. *Поддубная Н.Я., Козлова И.В.* Состояние популяций куньих (Mustelidae) на северо-западе Вологодской области в 1995–2006 годах // Териофауна России и сопредельных территорий: Материалы Междунар. совещания. М.: Т-во науч. изд. КМК, 2007. С. 384.

72. *Поддубная Н.Я., Сенина Д.А., Колобова О.С.* Новые методы зоологических исследований и их значение в решении современных проблем природопользования, развитии образования и вузовской науки / Череповецкие научные чтения – 2012: Материалы Всероссийской научно-практической конференции (1 – 2 ноября 2012 г.): В 3 ч. Ч. 3: Естественные, экономические, технические науки и математика / Отв. ред. Н.П. Павлова. Череповец: ЧГУ, 2013. С. 221–224.

73. *Попов В.А.* Млекопитающие Волжско-Камского края (насекомоядные, рукокрылые, грызуны). Казань, 1960.

74. *Природа Вологодской области* / Гл. ред. Г.А. Воробьев. Вологда: Издательский дом «Вологжанин», 2007.

75. *Природа Вологодской области: Сб. статей.* Вологда: Обл. кн. редакция, 1957.

76. *Радченко В.Г., Песенко Ю.А.* Биология пчел (Hymenoptera, Apoidea). СПб.: Зоол. ин-т РАН, 1994.

77. Ртуть. Критерии санитарно-гигиенического состояния окружающей среды / Пер. с англ. Женева: ВОЗ, 1979.

78. *Савинов В.А., Лобанов А.Н.* Звери Вологодской области. Вологда: Книжное издательство, 1958.

79. *Сауков А.А.* Геохимия. М.: Наука, 1975.

80. *Сидорчук Н.В., Рожнов В.В.* Европейский барсук в Дарвинском заповеднике. Традиционные и новые методы в изучении экологии и поведения норных хищников. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010.
81. *Степанова И.К., Комов В.Т.* Накопление ртути в рыбе из водоемов Вологодской области // Экология. 1997. № 4. С. 295–299.
82. *Степанова И.К., Комов В.Т.* Роль трофической структуры экосистемы водоемов Северо-Запада России в накоплении ртути в рыбе // Гидробиологический журнал. 2004. Т. 40. № 2. С. 87–96.
83. *Степина Е.С.* Содержание ртути в тканях и органах млекопитающих Вологодской области // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты: Материалы Междунар. симпозиума (Москва, 7–9 сентября 2010 г.). М.: ГЕОХИ РАН, 2010. С. 309–311.
84. *Степина Е.С., Поддубная Н.Я.* Териофауна побережья Рыбинского водохранилища в районе г. Череповца // Материалы X межвузовской конференции молодых ученых (20 марта 2009 г.). Череповец, 2009. С. 36–40.
85. *Сулова Т.А., Чхобадзе А.Б.* Флора лесов // Леса земли Вологодской. Вологда, 1999. С. 137–170.
86. *Сухачев В.А., Лапытько Е.И.* и др. Загрязнение ртутью и другими тяжелыми металлами водных и наземных биоценозов // Поведение ртути и других тяжелых металлов в экосистемах. Ч. II. Проблемы биоаккумуляции и экотоксикология. Новосибирск: ГПНТБ СО АН СССР, 1989. С. 101–121.
87. *Сухенко С.А.* Ртуть в водохранилищах: новый аспект антропогенного загрязнения биосферы. Аналит. обзор. Сер.: Экология. Вып. 36. Новосибирск: ГПНТБ СО АН СССР, 1995.
88. *Телегин В.И.* Распространение и численность бурундука // Биологическое районирование Новосибирской области (в связи с проблемой природно-очаговых инфекций). Новосибирск, 1969. С. 98–102.
89. *Трахтенберг И.М., Коршун М.Н.* Ртуть и ее соединения // Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов I–IV групп. Л.: Химия, 1988. С. 170–188.
90. *Тупикова Н.В.* Питание и характер суточной активности землероек средней полосы СССР // Зоологический журнал. 1949. Т. 28. № 6. С. 561–570.
91. *Тупикова Н.В.* Экология домовых мышей средней полосы СССР // Фауна и экология грызунов (материалы по грызунам, В. 2). М.: МОИП, 1947. С. 5–65.
92. *Удоденко Ю.Г., Девятова Т.А., Гремячих В.А.* и др. Содержание ртути в почвах разных биотопов Воронежского заповедника // Проблемы региональной экологии. 2011. № 4. С. 105–109.
93. *Удоденко Ю.Г., Девятова Т.А., Комов В.Т.* и др. Содержание ртути в почвах и земляных червях (Oligocheta, Lumbricidae) Воронежского заповедника // Вестник ВГУ. Сер.: Химия. Биология. Фармация. 2012. № 2. С. 209–214.

94. *Филенко Р.А.* Воды Вологодской области. Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1966.

95. *Филиппов А.А., Пенькова Г.А., Степина Е.С.* Влияние накопленной ртути на активность гликозидаз лесной куницы // Материалы молодежной конференции с международным участием. Сыктывкар, 2012.

96. *Фурсов В.З.* Баланс определения ртути между средами // Доклады АН. 1997. Т. 353. № 4. С. 527–530.

97. *Хижкин Е.А., Илюха В.А., Комов В.Т., Паркалов И.В., Ильина Т.Н., Башишникова И.В., Сергина С.Н., Гремячих В.А., Камшилова Т.Б., Степина Е.С.* Видовые особенности содержания ртути в органах хищных млекопитающих различного экогенеза // Труды Карельского научного центра РАН. 2012. № 2. С. 147–153.

98. Химический энциклопедический словарь. М.: Сов. энциклопедия, 1983.

99. *Чащухин В.А.* Норка американская. М.: Т-во науч. изд. КМК, 2009.

100. *Чащухин В.А.* Ондатра: причины и следствия биологической инвазии. М., 2007.

101. *Чекановская О. В.* Дождевые черви и почвообразование. М.; Л., 1960.

102. *Черняева И.П., Поддубная Н.Я., Степина Е.С.* Питание обыкновенной бурозубки (*Sorex araneus*) лесного массива «Зеленая роща» окрестностей г. Череповца // Материалы III Международной конференции «Advances in the biology of shrews III» (14–17 сентября, Сыктывкар, Республика Коми). Сыктывкар, 2010. С. 88.

103. *Шахова А.Н.* Сезонная и многолетняя динамика популяций землероек-бурозубок (*Soricidae*) Череповецкого района Вологодской области. Проблемы популяционной экологии животных. Томск: ТГУ, 2009. С. 403.

104. *Шварц С.С., Гурвич Э.Д., Ищенко В.Г., Сосин В.Ф.* Функциональное единство популяций // Журнал общей биологии. 1972. Т. 33. № 1. С. 3–14.

105. *Шемякина Ю.А.* Норки (*Mustela lutreola* и *M. vison*) и речная выдра (*Lutra lutra*) Дарвинского биосферного заповедника и восточного района Вологодской области // Вестник охотоведения. 2010. Т. 7. № 2. С. 194–198.

106. *Ягольцинер М.А., Соколов В.М., Рябцев А.Д.* и др. Оценка промышленной эмиссии ртути в Сибири // Химия в интересах устойчивого развития. 1995. Т. 3. № 1–2. С. 57–68.

107. *Язан Ю.П.* Охотничьи звери Печорской тайги. Киров: Волго-Вят. кн. изд-во, 1972.

108. Adsorption of mercury (II) by soil: effects of pH, chloride, and organic matter / Yin Y., Allen H.E., Li Y., Huang C.P., Sanders P.F. // Journal of Environmental Quality. 1996. Vol. 25. P. 837–844.

109. Alkyl mercury poisoning in terrestrial Swedish wildlife / Borg K., Wanntorp H., Erne K., Hanko E. // Viltrevy. 1969. V. 6. P. 301–379.

110. *Anthony R.G., Kozlowski R.* Heavy metals in tissues of small mammals inhabiting waste-water-irrigated habitats // *Journal of Environmental Quality*. 1982. Vol. 11 (1). P. 20–22.
111. Arctic Pollution (AMAP). Oslo, 2002.
112. Assessment of Mercury Concentrations in Small Mammals Collected Near Las Vegas, Nevada, USA / *Gerstenberger S.L., Cross C.L., Divine D.D., Gulmatico M.L., Rothweiler A.M.* // *Environmental Toxicology*. 2006. DOI:10.1002/tox.
113. *Aulerich R.J., Ringer R.K., Iwamoto S.* Effects of dietary mercury on mink // *Arch Environ Contam Toxicol*. 1974. № 2. P. 43–51.
114. *Bartlett P.D., Craig P.J.* Total mercury and methyl mercury levels in British estuarine sediments // *Water Res*. 1981. V. 15. P 37.
115. *Beck D.L.* Pesticide and Heavy Metal Residues in Louisiana River Otter // M.S. thesis. Texas, 1977.
116. *Benson W.W., Gabica J. and Beecham J.* Pesticide and mercury levels in bear. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*. 1974. Vol. 11. P. 1–4.
117. *Best J.B., Morita M., Ragin J. et al.* Acute toxic responses of the freshwater planarian, *Dugesia dorotocephala*, to methylmercury // *Bull. Environ. Contam. Toxicol*. 1985. V. 27. P. 49–54.
118. *Biesinger K.E., Anderson L.E., Eaton J.G.* Chronic effects of inorganic and organic mercury on *Dahhnia magna*: toxicity, accumulation and loss // *Arch. Environm. Contam*. 1982. № 11. P. 769–774.
119. Bioaccumulation and biomagnification of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea / *Bowles K.C., Apte S.C., Maher W.A., Kawei M. and Smith R.* // *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 2001. V. 58. P. 888–897.
120. Bioaccumulation of total and methyl mercury in three earthworm species (*Drawida* sp., *Allolobophora* sp., and *Limnodrilus* sp.) / *Zhang S.Z., Dong M.Z., Qi C.W., Xian G.L.* // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2009. P. 83.
121. *Bjorklund I., Borg H., Johansson K.* Mercury in Swedish lakes its regional distribution and causes // *Ambio*. 1984. V. 13. P. 118–119.
122. *Bloom N.S.* Determination of picogram levels of methylmercury by aqueous phase ethylation, followed by cryogenic gas chromatography with cold vapour atomic fluorescence detection // *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 1989. V. 46. P. 1131.
123. *Bloom N.S.* On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue // *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 1992. V. 49. P. 1010.
124. *Boening D.W.* Ecological effects, transport and fate of mercury: a general review // *Chemo-sphere*. 2000. V. 40. P. 1335.

125. *Brewer S.R., Barrett G.W.* Heavy metal concentrations in earthworms following long-term nutrient enrichment. *Bull Environ Contam Toxicol.* 1995. V. 54. P. 120–127.
126. *Bull K.R., Roberts R.D., Inskip M.J., Goodman G.T.* Mercury concentrations in soil, grass, earthworms and small mammals near an industrial emission source. *Environmental Pollution* 12. 1977. P. 135–140.
127. *Burbacher T.M., Rodier P.M., Weiss B.* Methylmercury developmental neurotoxicity: a comparison of effects in humans and animals // *Neurotoxicol. Teratol.* 1990. Vol. 12. P. 191–202.
128. *Burgess N.M., Meyer M.W.* Methylmercury exposure associated with reduced productivity in common loons // *Ecotoxicology.* 2008. Vol. 17. P. 83–91.
129. *Cabana G., Rasmussen J.B.* Modeling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes // *Nature.* 1994. V. 372. P. 255–257.
130. *Casey T.M., Withers P.C., Casey K.K.* Metabolic and respiratory responses of arctic mammals to ambient temperature during the summer // *Comp. Biochem. Physiol.* 1979. V. 64A, № 2. P. 331–341.
131. *Chen Y., Bonzongo J.C. and Miller G.C.* Levels of methylmercury and controlling factors in surface sediments of the Carson River system, Nevada // *Environ.* 1996. Poll. 92. P. 281.
132. Chlorinated hydrocarbons and heavy metals in crocodile eggs from Zimbabwe / *Phelps R.J., Focardi S., Fossi C., Leonzio C., Renzoni A.* // *Trans Zimbabwe Scient Assoc.* 1986. Vol. 63. P. 8–15.
133. *Cizdziel J., Hinners T., Cross C. et al.* Distribution of mercury in the tissues of five species of freshwater fish from Lake Mead, USA // *J. Environ. Monit.* 2003. № 5. P. 802–807.
134. Concentrations of trace elements in tissues of red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) from suburban and rural areas in Croatia / *Bi-landzic N., Dezdek D., Sedak M., Dokic M., Solomun B., Varenina I., Knezevic Z., Slavica A.* // *Bull Environ Contam Toxicol.* 2010. V. 85. P. 486–491.
135. Contaminants in Northern Québec wildlife / *Champoux L., Rodrigue J., Braune B., Leclair D.* // *Synopsis of research conducted under the 1997–1998 Northern Contaminants Program.* Department of Indian Affairs and Northern Development / Ed. Jensen J. Ottawa, 1999. P. 109–116.
136. Contamination of roe deer by mercury compounds / *Krynski A., Kaluzinski J., Wlazeiko M. and Adamowski A.* // *Acta Theriol.* 1982. Vol. 27. P. 499–507.
137. Content of lead, cadmium, and mercury in the liver and kidneys of silver foxes (*Vulpes vulpes*) in relation to age and reproduction disorders / *Cybulski W., Chalabis-Mazurek A., Jakubczak A., Jarosz L., Kostro K., Kurska K.* // *Bull Vet Inst Pulawy.* 2009. Vol. 53. P. 65–69.

138. *Cope W.G., Wiener J.G., Rada R.G.* Mercury accumulation in yellow perch in Wisconsin seepage lakes: relation to lake characteristics // *Environ. Toxicol. Chem.* 1990. Vol. 9. P. 931–940.
139. *Coquery M., Cossa D., Sanjuan J.* Speciation and sorption of mercury in two macro-tidal estuaries // *Mar. Chem.* 1997. Vol. 58. P. 213.
140. *Cossa D., Gobeil C.* Mercury speciation in the Lower St. Lawrence Estuary // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2000. Vol. 57. P.138.
141. *Covelli S., Faganeli J., Horvat M., Brambati A.* Porewater distribution and benthic flux measurements of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea), *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 48, 415. 1996.
142. *Craig P.J. and Moreton P.A.* The role of speciation in mercury methylation in sediments and water, *Environ. Pollut. Ser. B*, 10, 141. 1999.
143. *Craig P.J.* Chemical species in industrial discharges and effluents, in: *The importance of chemical speciation in environmental processes* // Report of the Dahlem Workshop, Berlin 1984 Sept 2–7 / Eds. Springer Bernhard M., Brinckman F.E. and P.J. Sadler. 1986. P. 447–464.
144. *Craig P.J.* Organomercury compounds in the environment // *Organometallic Compounds in the Environment: Principles and Reactions* / Ed. Craig P.J. Harlow: Longman, 1986. Chap. 2. P. 65–110.
145. *Cristol D.A., Brasso R.L., Condon A.M., Fovargue R.E., Friedman S.L., Hallinger K.K., Monroe A.P., White A.E.* The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs // *Science*. 2008. V. 320. P. 320–335.
146. Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational modelling of mercury in forest and lake ecosystems / Meili M., Bishop K., Bringmark L., Johansson K., Munthe J., Sverdrup H., De Vries W. // *The Science of the Total Environment*. 2003. Vol. 304. P. 83–106.
147. *Crossa M.M., McGi'ath D.* Mercury accumulation in the Pirarucu *Arapaima gigas* Cuvier (1918) in the Lower Amazonian Varzea // *Boi. Mus. paraen. E-Goeldi. Tool.* 1999. V. 15. № 1. P. 7–22.
148. *Cumbie R.M.* Mercury levels in Georgia otter, mink, and freshwater fish // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1975. Vol. 14. P. 193–196.
149. *Dales L.G.* The mercurioxicity of alkylmercury compounds // *Amer. J. Med.* 1972. V. 53. № 2. P. 219–232.
150. *Debski B., Chudzicka-Popek M.* Evaluation of actual status selenium and mercury in Polish agro-systems // *ISAH*. 2005. Vol. 1. P. 95–102.
151. *Desai-Greenaway R., Price I.M.* Mercury in Canadian fish and wildlife used in diets of native peoples // *Canadian Wildlife Service Report, Toxic Chem. Division*. 1976. No. 35.
152. *Devkota B., Schmidt G.H.* Accumulation of heavy metals in food plants and grasshopper from the Taigetos Mountains, Greece // *Agric Ecosyst Environ.* 2000. Vol. 78. P. 85–91. doi:10.1016/S0167-8809(99)00110-3.

153. Diagenetic behaviour of methylmercury in organic-rich coastal sediments / Gagnon C., Pelletier E., Mucci A., Fitzgerald W.F. // *Limnol. Oceanogr.* 1996. V. 41. P. 428.
154. *DiFrancesco D.T., Shinn R.C.* New Jersey Mercury Task Force Report. Vol. II. Exposure and Impacts. New Jersey US, Department of Environmental Protection's, 2002. URL: http://www.nj.gov.dep/dsr/mercury_task_force.htm.
155. Distribution of dietary mercury in a dog. Quantitation and localization of total mercury in organs and central nervous system / Hansen J.C., Reske-Nielsen E., Thorlacius-Ussing O., Rungby J., Danscher G. // *Sci Total Environ.* 1989. V. 78. P. 23–43.
156. Distribution of inorganic and methylmercury among tissues in mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) / Evans R.D., Addison E.M., Villeneuve J.Y., MacDonald K.S., Joachim D.G. // *Environ. Res. Sect. A.* 2000. Vol. 84. P. 133–139.
157. *Eaton R.D.E., Farant J.E.* The polar bear as a biological indicator of the environmental mercury burden // *Arctic.* 1982. Vol. 35. P. 422–425.
158. *Eaton R.D.P., Secord D.C, Hewitt P.* An experimental assessment of the toxic potential of mercury in ringed-seal liver for adult laboratory cats // *Toxicol Appl Pharmacol.* 1980. Vol. 55. P. 514–521.
159. *Ebinghaus R., Tripathi R.M., Wallachslager D. et al.* Natural and anthropogenic mercury sources and their impact on the air-surface exchange of mercury on regional and global scales // *Mercury contaminated sites: Characterization, risk assessment and remediation* / Eds. by R. Ebinghaus, R.R. Turner, L.D. de Lakerda et al. Berlin; Heidelberg: Springer-Verlag, 1999. P. 3–50.
160. Ecotoxicology of mercury / Wiener J.G., Krabbenhoft D.P., Heinz G.H., Scheuhammer A.M. // *Handbook of Ecotoxicology.* Boca Raton: Lewis Publishers, 2002. P. 409–463.
161. Effects of environmental and maternally derived methylmercury on the embryonic and larval stages of walleye (*Stizostedion vitreum*) / Latif M.A., Bodaly R.A., Johnston T.A., Fudge R.J.P. // *Environ. Pollut.* 2001. Vol. 111. P. 139–148.
162. Effects of environmental and maternally derived methylmercury on the embryonic and larval stages of walleye (*Stizostedion vitreum*) / Latif M.A., Bodaly R.A., Johnston T.A., Fudge R.J.P. // *Environ. Pollut.* 2001. Vol. 111. P. 139–148.
163. Effects of Environmental Methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish / Scheuhammer A.M., Meyer M.W., Sandheinrich M.B., Murray M.W. // *Ambio.* 2007. Vol. 36. № 1. P. 12–18.
164. *Eisler R.* Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review // U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 1987. Vol. 85 (1.10).

165. Environmental contaminants as concerns for the conservation biology of crocodilians / Brisbin I.L. Jr., Jagoe C.H., Gaines K.F., Gariboldi J.C. // Crocodiles. Proc 14th Working Meeting Croc Spec Grp, SSC-IUCN. 1998. P. 155–173.
166. *Ernst G.* Mercury, cadmium and lead concentrations in different eco-physiological groups of earthworms in forestsoils / G. Ernst [et al.] // Environmental Pollution. 2008. № 156. P. 1304–1313.
167. FAO/SIDA Manual of methods in aquatic environment research part 9. Analysis of metals and organochlorines in fish. FAO Fish Tech. Pap. (212). 1983.
168. *Farrar W.P., Edwards J.F., Willard M.D.* Pathology in a dog associated with elevated tissue mercury concentrations // J Vet Diagn Invest. 1994. Vol. 6. P. 511–514.
169. *Filipak Neto F., Zanata S.M., Silva de Assis H.C. et al.* Toxic effects of DDT and methyl mercury on the hepatocytes from *Hoplias malabaricus* // Toxicol. in Vitro. 2008. Vol. 22. № 7. P. 1705–1713.
170. *Fimreite N., Fyfe R.W., Keith J.A.* Mercury contamination of Canadian prairie seedeaters and their avian predators // Canad. Field-Nat. 1970. Vol. 83. P. 269–276.
171. *Fjeld E., Haugen T.O., Vøllestad L.A.* Permanent impairment in the feeding behavior of grayling (*Thymallus thymallus*) exposed to methylmercury during embryogenesis // Sci. Total Environ. 1998. Vol. 213. P. 247–254.
172. Formation of methylmercury in a terrestrial environment / Beckert W.F., Moghissi A.A., Au F.H., Bretthaer E.E. & Mcfarlane J.C. // Nature. Lond., 1974. V. 249. P. 674.
173. *Frank R., Holdrinet M.V.H., Suda P.* Organochlorine and mercury residues in wild mammals in Southern Ontario, Canada, 1973–1974 // Bull. Environ. Contain. Toxicol. 1979. V. 22. P. 500–507.
174. *Frank R., Ishida K., Suda P.* Metals in agricultural soils of Ontario // Canad. J. Soil Sci. 1976. Vol. 56. P. 181–196.
175. *Fujiki M., Tajima S.* The pollution of Minamata Bay by mercury // Water Sci. Technol. 1992. Vol. 25. P. 133.
176. *Gagnon C., Pelletier E., Mucci A. and Fitzgerald W.F.* Diagenetic behaviour of methylmercury in organic-rich coastal sediments. Limnol. Oceanogr. 41, 428. 1996.
177. *Gish C.D., Christensen R.E.* Cadmium, nickel, lead and zinc in earthworms from roadside soil // Environ Sci Technol. 1973. V. 7. P. 1060–1062.
178. *Haines T.A., Komov V.T., Jagoe C.H.* Lake acidity and mercury content of fish in Darwin National Reserve, Russia // Environ. Pollut. 1992. Vol. 78. P. 107–112.

179. *Haines T.A., Komov V.T., Jagoe C.H.* Lake acidity and mercury content of fish in Darwin National Reserve, Russia // *Environ. Pollut.* 1992. V. 78. № 1–3. P. 107–112.
180. *Heaven S., Ilyushchenko M.A., Tanton T.W., Ullrich S.M. and Yanin E.P.* Mercury in the River Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: I. River sediments and water, *Sci. Total Environ.*, 260, 35. 2000.
181. Heavy metals concentrations in the kidneys of white-tailed deer in Oklahoma / *Kocan A.A., Shaw M.G., Edwards W.C., Hammond E.J.* // *J. Wildl. Dis.* 1980. Vol. 16. P. 593–596.
182. *Heinz G.H.* Mercury poisoning in wildlife // *Non-infectious diseases of wildlife* / Eds. A. Faibrother, L.N. Locke and G.L. Hoff. Iowa: The Iowa State University Press, Ames, 1996. P. 118–127.
183. *Heliovaara K., Vaisanen R.* Concentrations of heavy metals in the food, faeces, adults, and empty cocoons of *Neodiprion sertifer* (Hymenoptera, Diprionidae) // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1990. V. 45. P. 13–18. doi:10.1007/BF01701822.
184. *Henny C.J., Grove R.A., Bentley V.R.* Effects of selenium, mercury, and boron on waterbird egg hatchability at Stillwater, Malheur, Seedskaadee, Ouray, and Benton Lake National Wildlife // *Refuges and surrounding vicinities*, Bureau of Reclamation, Nat. Irrigation Water Qual: Program Information Rep. 2000. № 5.
185. *Hintelmann H., Wilken R.D.* Levels of total mercury and methylmercury compounds in sediments of the polluted Elbe River: influence of seasonally and spatially varying environmental factors // *Sci. Total Environ.* 1995. V. 166. P. 1.
186. *Horvat M., Bloom N.S., Liang L.* Comparison of distillation with other current isolation methods for the determination of methyl mercury compounds in low level environmental samples. Part I. Sediments // *Anal. Chim. Acta.* 1993. Vol. 282. P. 135–152.
187. *Hosokawa Y.* Remediation work for mercury contaminated bay – experiences of Minamata Bay Project // *Japan, Water Sci. Technol.* 1993. V. 28. P. 339.
188. *Hsu M.J., Selvaraj K., Agoramoorthy G.* Taiwan's industrial heavy metal pollution threatens terrestrial biota // *Environ. Pollut.* 2006. V. 143. P. 327–334. doi:10.1016/j.envpol.2004.11.023.
189. *Huckabee J., Elwood J., Hildebrand S.* Accumulation of mercury in freshwater biota // *Nriagu (ed.) The Biogeochemistry of Mercury in the Environment.* New York: Elsevier/North-Holland Biomedical Press, 1979. P. 277–302.
190. *Hunter B.A., Johnson M.S., Thompson D.J.* Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem // *J. Appl. Ecol.* 1987. V. 24. P. 601–614.
191. *Ide C., Jelaso A., Austin C.* Effects of methylmercury chloride on development of the frog *Xenopus laevis* // *Proceedings, Thirteenth International Neurotoxicology Conference on Developmental Neurotoxicity of Endocrine Disruptors*, Hot Springs, AR, USA, October 29–November 1, 1994. 1995. P. 763–764.

192. Importance of the forest canopy to fluxes of methyl mercury and total mercury to boreal ecosystems / St. Louis V.L., Rudd J.W.M., Kelly C.A., Hall B.D., Rolfhus K.R., Scott K.J., Lindberg S.E., Dong W. // *Environmental Science and Technology*. 2001. Vol. 35. P. 3089–3098.
193. *Ireland M.P.* Metal content of *Dendrobaena rubida* (Oligochaeta) in a base metal mining area. *Oikos*. 1975. V. 26. P. 74–79.
194. *Jefferies D.J., Stainsby B., Grench M.C.* The ecology of small mammals in arablefields drilled with winter wheat, and the increase in their dieldrin and mercury residues // *J. Zool.* 1973. V. 171. P. 513–539.
195. *Jefferies D.J., French M.C.* Mercury, cadmium, zinc, copper and organochlorine insecticide levels in small mammals trapped in a wheat field // *Environmental Pollution*. 1976. V. 10. P. 175–182.
196. *Jensen S., Jernelov A.* Biological methylation of mercury in aquatic organisms // *Nature*. 1969. Vol. 223. P. 753–754.
197. *Joiris C.R., Holsbeek L., Moatemri N.L.* Total and methyl mercury in sardines *Sardinella aurita* and *Sardina pilchardus* from Tunisia // *Marr. Pollut. Bull.* 1999. V. 38. № 3. P. 188–192.
198. Kanada Hironori, Kikushima Makoto, Homma-Takeda Shino et al. Downregulation of arginase II and renal apoptosis by inorganic mercury: Overexpression of arginase II reduces its apoptosis // *Arch. Toxicol.* 2008. Vol. 82. № 2. C. 67–73.
199. *Khera K.S.* Teratogenic and genetic effects of mercury toxicity // Nriagu JO, ed, *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. Elsevier / North-Holland, Amsterdam, The Netherlands. 1979. P. 503–518.
200. *Kim Sang Hyun, Bark Hyun, Choi Cheol Hee.* Mercury induces multidrug resistance-associated protein gene through p38 mitogen-activated protein kinase // *Toxicol. Lett.* 2005. Vol. 155. № 1. P. 143–150.
201. *Kitamura S.* Determination on mercury content in bodies of inhabitants, cats, fishes and shells in Minamata District and in the mud of Minamata Bay // Chapter 7 in *Minamata Disease, Study Group of Minamata Disease, Kumamoto Univ., Japan*, 1968. P. 257–266.
202. *Kucera E.* Mink and otters as indicators of mercury in Manitoba waters // *Canad. J. Zool.* 1983. Vol. 61. P. 2250–2256.
203. *Kudo A., Nagase H., Ose Y.* Proportion of methylmercury to the total amount of mercury in river waters in Canada and Japan // *Water Res.* 1982. Vol. 16. P. 1011.
204. *Lamborg C.H., Fitzgerald W.F., Damman A.W.H. et al.* Modern and historic atmospheric mercury fluxes in both hemispheres: global and regional implications // *Glob. Biogeochem. Cycles*. 2002. V. 16. P. 104. doi:10.1029/2001GB1847.

205. *Lange T.R., Royals H.E., Connor L.L.* Influence of water chemistry on mercury concentration in largemouth bass from Florida lakes, *Trans. Am. Fish. Soc.* 1993. Vol. 122. P. 74–84.

206. *Latif M.A., Bodaly R.A., Johnston T.A., Fudge R.J.P.* Effects of environmental and maternally derived methylmercury on the embryonic and larval stages of walleye (*Stizostedion vitreum*) // *Environ. Pollut.* 2001. V. 111. № 1. P. 139–148.

207. *Laurinolli M., Bendell-Young L.I.* Copper, zinc and cadmium concentrations in *Peromyscus maniculatus* sampled near an abandoned copper mine // *Arch Environ Contam Toxicol.* 1996. Vol. 30. P. 481–486.

208. *Leermakers M., Meuleman C., Baeyens W.* Mercury distribution and fluxes in Lake Baikal // *Global and Regional Mercury Cycles: Sources, Fluxes and Mass Balances* / W. Baeyens, R. Ebinghaus and O. Vasiliev, Eds. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1996. P. 303–315.

209. Levels of heavy metals and metalloids in critically endangered Iberian lynx and other wild carnivores from Southern Spain / Millan J., Mateo R., Taggart M.A., Lopez-Bao J.V., Viota M., Monsalve L., Camarero P.R., Blazquez E., Jimenez B. // *Sci Total Environ.* 2008. Vol. 399. P. 193–201.

210. Levels of toxic and essential elements in arctic fox in Svalbard / Prestrud P., Norheim G., Sivertsen T., Daae H.L. // *Polar Biol.* 1994. Vol. 14. P. 155–159.

211. *Li Y.H., Sohrin Y., Takamatsu T.* Lake Biwa and the ocean: geochemical similarity and difference // *Limnology.* 2010. V. 12. № 1. P. 89–101.

212. *Licata P., Trombetta D., Cristani M. et al.* Heavy metals in liver and muscle of blue fin tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the Straits of Messina (Sicily, Italy) // *Environ. Monit. and Assess.* 2005. V. 107. № 1–3. P. 239–248.

213. *Linco R.R., Terho K.* Occurrence of methyl mercury in rike and baltic herring from the Turku archipelago // *Environ. Pollut.* 1977. V. 14. № 3. P. 227–235.

214. *Lindberg S.E., Bullock R., Ebinhaus R.* Synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition // *AMBIO.* 2007. Vol. 36. № 1. P. 19–32.

215. *Lindqvist O., Jernelöv A., Johansson K. and Rohde H.* Mercury in the Swedish Environment. Global and local sources, National Swedish Environmental Protection Board, SNV Report PM 1816. 1994.

216. Long-term study of mercury concentrations in fish following cessation of a mercury-containing discharge / Francesconi K.A., Lenanton R.C.J., Caputi N., Jones S. // *Marine Environ. Res.* 1997. V. 43. № 1–2. P. 27–40.

217. *Lund B.O., Miller D.M.* Studies in Hg-induced H₂O₂ production and lipid peroxidation in vitro in rat kidney mitochondria // *Biochem. Pharmacol.* 1993. Vol. 45. P. 2017–2024.

218. *Lynch D.W.* Selected toxic metals in Ohio's upland wildlife. Ohio: M.Sc. thesis, Ohio State University, 1973.

219. *Lyons W.B., Welch K.A., Bonzongo J.C.* Mercury in aquatic systems in Antarctica // *Geophys. Res. Lett.* 1999. Vol. 26. P. 2235.
220. *Ma W.C.* Heavy metal accumulation in the mole, *Talpa europea*, and earthworms as an indicator of metal bioavailability in terrestrial environments // *Bull Environ Contam Toxicol.* 1987. Vol. 39. P. 933–938.
221. *Ma W.C.* Methodological principles of using small mammals for ecological hazard assessment of chemical pollution, with examples on cadmium and lead // *Ecotoxicology of soil organisms* / Donker M.H., Eijsackers H., Heimbach F. (eds). Setac Series, Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 1994.
222. *Ma W.C., Denneman W., Faber J.* Hazardous exposure of groundliving small mammals to Cd and Pb in contaminated terrestrial ecosystems. *Arch Environ Contam Toxicol.* 1991. Vol. 20. P. 266–270.
223. Mapping the spatial distribution of global anthropogenic mercury atmospheric emission inventories / *Wilson S.J., Steenhuisen F., Pacyna J.M., Pacyna E.G.* // *Atmospheric Environment.* 2006. V. 40. № 24. P. 4621–4632.
224. *Mason R.P., Sullivan K.A.* The distribution and speciation of mercury in the South and equatorial Atlantic // *Deep-Sea Res. Part II-Top. Stud. Oceanogr.* 1999. Vol. 46. P. 937.
225. *Maxon P.* Global mercury production, use and trade // *Dynamics of mercury pollution on regional and global scales: atmospheric processes and human exposures around the world.* N.Y.: Springer, 2005. P. 25–50.
226. *Meili M.* Mercury in Lakes and Rivers // *Metal Ions in Biological Systems.* Vol. 34: Mercury and its Effect on Environment and Biology / A. Sigel and H. Sigel, Eds. N.Y.: Marcel Dekker Inc., 1997. Chp. 2. P. 21–51.
227. Mercury and behavior in wild mouse populations / *Burton G.V., Alley R.J., Rassmussen G.L., Orton P., Cox V., Jones P., Graff D.* // *Environ Res.* 1977. Vol. 14. P. 30–34.
228. Mercury concentration in the hair of coyotes and rodents in Jackson Hole / *Huckabee J.W., Cartan E.O., Kennington G.S. and Camenzind E.J.* // *Wyoming. Bull. Environ. Contain. Toxicol.* 1972. V. 9. P. 37–43.
229. Mercury concentrations in soil, grass, earthworms and small mammals near an industrial emission source / *Bull K.R., Roberts R.D., Inskip M.J., Goodman, G.T.* // *Environmental Pollution.* 1977. V. 12. P. 135–140.
230. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the northwestern United States / *Driscoll C.T., Han Y.-J., Chen C.Y., Evers D.C., Lambert K.F., Holsen T.M., Kamman N.C. and Munson R.K.* // *BioScience.* 2007. Vol. 57. P. 17–28. DOI:10.1641/B570106.
231. Mercury contamination in the free-ranging endangered Florida panther (*Felis concolor coryi*) / *Roelke M.E., Schultz D.P., Facemire C.F., Sundlof S.F.* // *Proc. Am. Assoc. Zoo Vet.* 1991. V. 20. P. 277–283.

232. Mercury distribution in American alligators (*Alligator mississippiensis*) in Florida / Heaton-Jones T.G., Homer B.L., Heaton-Jones D.L., Sundlof S.F. // J Zoo Wildl Med. 1997. V. 28. P. 62–70.
233. Mercury in human brain, blood, muscle and toenails in relation to exposure: an autopsy study / Bjorkman L., Lundekvam B.F., L_greid T., Bertelsen B.I., Morild I., Lilleng P., Lind B., Palm B. and Vahter M. // Environmental Health. 2007. V. 6. P. 30.
234. Mercury in the River Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: I. River sediments and water / Heaven S., Ilyushchenko M.A., Tanton T.W., Ullrich S.M., Yanin E.P. // Sci. Total Environ. 2000. V. 260. P. 35.
235. Mercury in the Swedish Environment / Lindqvist O., Jernelöv A., Johansson K., Rohde H. // Global and local sources. National Swedish Environmental Protection Board, SNV Report PM 1816, 1984.
236. Mercury in wild terrestrial carnivorous mammals from north-western Poland and unusual fish diet of red fox / Kalisinska E., Lisowski P., Salicki W., Kucharska T., Kavetska K. // Acta Theriol. 2009. V. 54. P. 345–356.
237. Mercury Levels in Mink (*Mustela vison*) and River Otter (*Lontra canadensis*) from Northeastern North America / Yates D.E., Mayach D.T., Munney K., Evers D.C., Major A., Kaur T., Taylor R.J. // Ecotoxicology. 2005. Vol. 14. P. 263–274.
238. Mercury speciation and distribution in a polar desert lake (Lake Hoare, Antarctica) and two glacial meltwater streams / Vandal G.M., Mason R.P., McKnight D., Fitzgerald W. // Sci. Total Environ. 1998. Vol. 213. P. 229.
239. Metal concentrations in tissues of meadow voles from sludgetreated fields / Anderson T.J., Barrett G.W., Clark C.S., Elia V.J., Majeti V.A. // J Environ Qual. 1982. Vol. 11. P. 272–277.
240. Methylmercury poisoning: long-term clinical, radiological, toxological, and pathological studies of an affected family / Davis L.E., Kornfield M., Mooney H.S., Fiedler K.J., Haaland K.Y., Orrison W.W., Cernichiari E., Clarkson T.W. // Ann Neurol. 1994. Vol. 35. P. 680–688.
241. Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-Delta floodplains / Hendriks A.J., Ma W.C., Brouns J.J., Ruiter-Dijkman E.M., Gast R. // Arch Environ Contam Toxicol. 1995. V. 29. P.115–127. doi: 0.1007/BF00213096.
242. Molen E.J., Blok A.A., de Graaf G.J. Winter starvation and mercury intoxication in grey herons (*Ardea cinerea*) in the Netherlands // Ardea. 1982. Vol. 70. P. 173–184.
243. Morgan J.E., Morgan A.J., Corp N. Assessing soil metal pollution with earthworms: Indices derived from regression analysis // Ecotoxicology of earthworms. Intercept, Hants, UK / Greig-Smith P.W., Becker H., Edwards P.J., Heimbach F. (eds). 1992. P. 233–237.

244. *Morrissey M.T., Ramussen R., Okada T.* Mercury content in Pacific troll-caught albacore tuna (*Thunnus alalunga*) // *J. Aquat. Food. Prod. Technol.* 2004. V. 13. № 4. P. 41–52.
245. *Mozaffarian D., Rimm E.B.* Fish intake, contaminants, and human health evaluating the risks and the benefits // *JAMA.* 2006. Vol. 296. № 15. P. 1885–1899.
246. *Mukherjee A.B.* Advanced technology available for the abatement of mercury pollution in the metallurgical industry // *Mercury contaminated sites: Characterization, risk assessment and remediation* / Edit. By R. Ebinghaus, R.R. Turner, L.D. de Lakerda et al. Berlin; Heidelberg: Springer Verlag, 1999. P. 131–142.
247. *Munthe J., Hellsten S., Zetterberg T.* Mobilization of mercury and methylmercury from forest soils after a severe storm-fell event // *Ambio.* 2007. Vol. 36. P. 111–113. doi: 10.1579/0044-7447(2007)36[111:MOMAMF]2.0.CO;2.
248. Neurotoxicity and molecular effects of methylmercury / Castoldi A.F., Coccini T., Ceccatelli S., Manzo L. // *Brain Res Bull.* 2001. Vol. 55. P. 197–203.
249. *O'Connor D.J., Nielsen S.W.* Environmental survey of methylmercury levels in wild mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) from the north-eastern United States and experimental pathology of methylmercurialism in the otter // *Proceedings, Worldwide Furbearer Conference, Frostburg, Maryland, USA, August 3–11. 1981.* P. 1728–1745.
250. *Olson B.H., Cooper R.C.* In situ methylation of mercury by estuarine sediment // *Nature.* 1974. Vol. 252. P. 682.
251. Organochlorine and heavy-metal contaminants in wild mammals and birds of Urbino-Pesaro province / Alleve E., Francia N., Pandolfi M., De Marinis A.M., Chiarotti F., Santucci D. // *An analytic overview for potential bioindicators. Archives of Environmental. Italy,* 2006.
252. Organochlorine pesticide, polychlorinated biphenyl and heavy metal concentrations in wolves (*Canis lupus L. 1758*) from north-west Russia / Shore R.F., Casulli A., Bologov V., Wienburg C.L., Afsar A., Toyne P., Dell'Omo G. // *Science of the Total Environment.* 2001. Vol. 280. P. 45–54. DOI: 10.1016/S0048-9697(01)00802-6.
253. *Pacyna J.M., Pacyna E.G.* Anthropogenic sources and global inventory of mercury emissions // *Mercury: Sources, Measurements, Cycles, and Effects* / Eds. Parsons M.B., Percival J.B. Mineralogical Association of Canada, Short Course Series. Halifax, Canada. 2005. V. 32.
254. *Pamela F., Heckel T.C. et al.* Sex differences noted in mercury bioaccumulation in *Magicicada cassini* // *Chemosphere.* 2007. Vol. 69. P. 79–81. doi:10.1016/j.chemosphere.2007.04.063.
255. *Phelps R.J., Toet M., Hutton J.M.* DDT residues in the fat of crocodiles from Lake Kariba, Zimbabwe // *Trans Zimbabwe Scient Assoc.* 1989. Vol. 64. P. 9–14.

256. *Piskorova L., Vasilkova Z., Krupicer I.* Heavy metals residues in tissues of wild boar (*Sus scrofa*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Central Zemplin region of the Slovak Republic. *Czech J Anim Sci.* 2003. Vol. 48. P. 134–138.

257. Polycyclic hydrocarbon biomarkers confirm selective incorporation of petroleum in soil and Kangaroo Rat liver samples near an oil well blowout site in the western San Joaquin Valley / Kaplan I., Lu S., Lee R., Warrick G. // *California. Environ Toxicol Chem.* 1996. V. 15. P. 696–707.

258. *Porcella D.B., Chu P., Allan M.F.* Inventory of North American Hg emissions to the atmosphere // *Global and regional mercury cycles: sources, fluxes and mass balances* / Edit. W. Baeyens, R. Ebinghaus, O. Vasiliev. Dordrecht; Boston; London: Kluwer Academic publisher, 1996. Vol. 21, NATO ASI. Ser.2: Environment. P. 179–190.

259. Porewater distribution and benthic flux measurements of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea), Estuar. / Covelli S., Faganeli J., Horvat M., Brambati A. // *Coast. Shelf Sci.* 1999. Vol. 48. P. 415.

260. Predatory insects as bioindicators of heavy metal pollution / Nummelin M., Lodenius M., Tulisalo E., Hirvonen H., Alanko T. // *Environ Pollut.* 2007. Vol. 145. P. 339–347. doi:10.1016/j.envpol.2006.03.002.

261. Predicting mercury levels in yellow perch of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits / Greenfield B.K., Hrabik T.R., Hervey G.J., Carpenter S.R. // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2001. Vol. 58. P. 1419–1429.

262. Prolonged retention of methyl mercury by mallard drakes / Stickel L.F., Stickel W.H., McLane M.A.R., Bruns M. // *Bull Environ Contam Toxicol.* 1977. Vol. 18. P. 393–400.

263. *Ravichandran M.* Interactions between mercury and dissolved matter: a review. *Chemosphere*, 2004. Vol. 55. P. 319–331.

264. *Reinecke A.J., Reinecke S.A.* Toxicity endpoints for and accumulation of cadmium and lead in *Eisenia fetida* (Oligochaeta) // *Advances in earthworm ecotoxicology* / Sheppard S. (ed). Pensacola, FL: Setac Press, 1998.

265. Reproductive performance of two generations of female semidomesticated mink fed diets containing organic mercury contaminated freshwater fish / Dansereau M., Lariviere N., Tremblay D.D., Belanger D. // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1999. Vol. 36. P. 221–226.

266. *Rieder S.* Accumulation of mercury and methylmercury by mushrooms and earthworms from forest soils / S. Rieder [et al.] // *Environmental Pollution.* 2011. Vol. 159. P. 2861–2869.

267. *Sean M. Strom.* Total Mercury and Methylmercury Residues in River Otters (*Lutra canadensis*) from Wisconsin // *Arch Environ Contam Toxicol.* 2008. Vol. 54. P. 546–554. DOI 10.1007/s00244-007-9053-x.

268. *Sheffy T.B.* Mercury Burdens in Fur Bearers of Wisconsin River Watershed. // Ph.D. thesis, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin. 1977.

269. *Sheffy T.B., St. Amant J.R.* Mercury burdens in furbearers in Wisconsin // *J. Wildl. Manage.* 1982. Vol. 46. P. 1117–1120.
270. *Skyllberg U., Drott A.* Competition between disordered iron sulfide and natural organic matter associated thiols for mercury(II)-an EXAFS study. *Environmental Science and Technology*. 2010. Vol. 44. P. 1254–1259.
271. *Smith T.G., Armstrong F.A.J.* Mercury in seals, terrestrial carnivores, and principal food items of the Inuit from Holman, N.W.T.J. *Fish. Res. Board Can.* 1975. Vol. 32. P. 795–801.
272. *Sokal R.R., Rohlf F.J.* Biometry. The principals and practice of statistics in biological research. NY.W.H. Freeman and Co, 1995.
273. South Florida Environmental Project. Pesticides, polychlorinated biphenyls, and heavy metals in upper food chain levels, Everglades National Park and vicinity / Ogden J.C., Robertson W.B. Jr., Davis G.E., Schmidt T.W. // Final report. Division of Natural Science and Research Management Studies, Everglades National Park. 1974.
274. Spatial variation in mercury concentrations in wild mink and river otter carcasses from the James Bay Territory, Quebec, Canada / Fortin C., Beauchamp G., Dansereau M., Lariviere N., Belanger D. // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2001. Vol. 40. P. 121–127.
275. Species Differences in the Sensitivity of Avian Embryos to Methylmercury / Heinz G.H., Hoffman D.J., Klimstra J.D., Stebbins K.R., Kondrad S.L., Erwin C.A. // *Arch Environ Contam Toxicol.* 2009. V. 56. P. 129–138.
276. *Stein E.D., Cohen Y., Winer A.M.* Environmental distribution and transformation of mercury compounds. *Crit. Rev. // Environ. Sci. Technol.* 1996. V. 26. № 1. P. 1–43.
277. *Stepanova I.K., Komov V.T.* Mercury Accumulation in Fish from Water Bodies of the Vologodskaya Oblast. *Russian Journal of Ecology.* 1997. Vol. 28 (4). P. 260–265.
278. *Stepanova I.K., Komov V.T.* Mercury in Abiotic and Biotic Components of Lakes of Northwestern Russia // *Russian Journal of Ecology.* 1996. Vol. 27 (3). P. 188–193.
279. *Stephan R. Rieder, Ivano Brunner, Milena Horvat, Anna Jacobs, Beat Frey.* Accumulation of mercury and methylmercury by mushrooms and earthworms from forest soils. *Environmental Pollution.* 2011. Vol. 159. P. 2861–2869.
280. *Stoneburner D.L., Kushlan J.A.* Heavy metal burdens in American crocodile eggs from Florida Bay, Florida, USA // *J Herpetol.* 1984. Vol. 18. P. 192–193.
281. *Stumm W., Morgan J.J.* Eds., *Aquatic Chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters.* 3rd ed. N. Y.: Wiley Interscience, 1996. Chp. 10.
282. Sublethal concentrations of mercury in river otters: monitoring environmental contamination / Halbrook R.S., Jenkins J.H., Bush P.B. and Seabolt N.D. //

Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 1994. V. 27. P. 306–310. DOI:10.1007/BF00213164.

283. *Sundberg J., Oskarsson A.* Placental and lactational transfer of mercury from rats exposed to methylmercury in their diet: Speciation of mercury in the offspring // *J Trace Elem Exp Med.* 1992. Vol. 5. P. 47–56.

284. *Swain E.B., Jacus P.M., Rice G.* Socioeconomic consequences of mercury use and pollution // *AMBIO.* 2007. Vol. 36. № 1. P. 45–61.

285. *Talmage S.S., Walton B.T.* Comparative evaluation of several small mammal species as monitors of heavy metals, radionuclides, and selected organic compounds in the environment. Environmental Sciences Division Publication #3534. Office of Environmental Restoration and Water Management, United States Department of Energy, 1993.

286. *Thain J.E.* Effects of mercury on the prosobranch mollusc *Crepidula fornicata*: acute lethal toxicity and effects on growth and reproduction of chronic exposure // *Mar. Environ. Res.* 1984. № 12. P. 285–309.

287. The decline of mink in Georgia, North Carolina, and South Carolina: the role of contaminants / *Osowski S.L., Brewer L.W., Baker O.E., Cobb G.P.* // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1995. Vol. 29. P. 418–423.

288. The distribution of methylmercury in a contaminated salt marsh ecosystem / *Gardner S.W., Kendall D.R., Odom R.R., Windom H.L., Stephens J.A.* // *Environ. Pollut.* 1978. V. 15. P. 243–251.

289. The effects of polychlorinated biphenyls and methylmercury, singly and in combination, on mink. I: Uptake and toxic responses / *Wren C.D., Hunter D.B., Leatherland J.F., Stokes P.M.* // *Arch Environ Contam Toxicol.* 1987. Vol. 16. P. 441–447.

290. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs / *Cristol D., Brasso R.L., Condon A.M., Fovargue R.E., Friedman S.L., Hallinger K.K., Manroe A.P. and White A.E.* // *Science.* 2008. Vol. 320. P. 335. DOI: 10.1126/science.320.5874.389b.

291. Total and methylmercury levels in wild mammals from the Precambrian Shield area of south central Ontario / *Wren C.D., MacCrimmon H.R., Frank R., Suda R.* // *Bull. Environ. Contain. Toxicol.* 1980. Vol. 25. P. 100–105.

292. Total mercury body burden in Pacific harbor seal, *Phoca vitulina richardii*, pups from central California / *Brookens T.J., O'Hara T.M., Taylor R.J., Bratton G.R. and Harvey J.T.* // *Marine Pollution Bulletin.* 2008.

293. *Tremblay A., Lucotte M., Rheault I.* Methylmercury in a benthic food web of two hydroelectric reservoirs and a natural lake of northern Quebec (Canada) // *Water Air Soil Pollut.* 1996. Vol. 91. P. 255–269.

294. *Tsui M.T.K., Wang W.-X.* Influences of maternal exposure on the tolerance and physiological performance of *Daphnia magna* under mercury // *Environ. Toxicol. and Chem.* 2005. № 5. P. 1228–1234.

295. *Tsvetkova Y.N., Kolobova O.A., Kolomiitsev N.P., Poddubnaya N.Ya., Senina D.A., Bistrovskaya M.O.* The invasion of the american mink (*Neovison vison*) – the example of overadaptations // IV Международный симпозиум «Чужеродные виды в Голарктике – Борок-3», п. Борок Ярославской области, Россия, 22 – 28 сентября 2013 г. Ярославль, 2013. С. 187.
296. Two new rodent models for actinide toxicity studies / Taylor G.N., Jones C.W., Gardner P.A., Lloyd R.D., Mays C.W., Charrier K.E. // *Radiat Res.* 1981. Vol. 86. P. 115–122.
297. *Ulfvarson U.* Transportation of Mercury in Animals. Stockholm, Sweden: Arbets-medicinska institutet, 1970.
298. UNEP Chemicals. Global Mercury assessment: Report no. 54790-01. Geneva, Switzerland, 2002. P. 1–258.
299. UNEP Global Mercury Assessment. Geneva, Switzerland, 2008. URL: <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/MercuryPublications/GuidanceTrainingMaterialToolkits/MercuryToolkit/tabid/4566/language/en-US/Default.aspx>
300. *Valenti T.W., Cherry D.S., Neves R.J.* Acute and chronic toxicity of mercury to early life stages of the rainbow mussel, *Villosa iris* (Bivalvia: Unionidae) // *Environ. Toxicol and Chem.* 2005. № 5. P. 1242–1246.
301. *Van der Molen E.J., Blok A.A., de Graaf G.J.* Winter starvation and mercury intoxication in grey herons (*Ardea cinerea*) in the Netherlands. *Ardea*, 1982. Vol. 70. P. 173–184.
302. *Vandal G.M., Mason R.P., McKnight D. and Fitzgerald W.* Mercury speciation and distribution in a polar desert lake (Lake Hoare, Antarctica) and two glacial meltwater streams, *Sci. Total Environ.*, 213–229. 1998.
303. *Verta M.* Changes in fish mercury concentrations in an intensively fished lake // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1990. V. 47. P. 1888–1897.
304. *Vucetich L.M., Vucetich J.A., Cleckner L.B. et al.* Mercury Concentration in Deer Mouse (*Peromyscus maniculatus*) Tissues from Isle Royale National Park // *Environmental Pollution*. 2001. V. 114. P. 113–118.
305. WHO (World Health Organization). IPCS // Environmental health criteria 101: Methylmercury. Geneva: World Health Organization, 1990. P. 60–99.
306. *Wiener J.G., Spry D.J.* Toxicological significance of mercury in freshwater fish, in *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations* / Eds. Beyer W.N., Heinz G.H., Redmon-Norwood A.W. Boca Raton, FL: Lewis Publ., 1996. P. 297–339.
307. *Wiener James G., Krabbenhoft David P., Heinz Gary H.* Ecotoxicology of mercury // *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton: Lewis Publishers, 2002. P. 409–463.
308. Wildlife and environmental health. Raccoons as indicators of zoonoses and pollutants in southeastern U.S.A. / Bigler W.J., Jenkins R.H., Curnbie R.M., Hoff G.L. and Prather E. // *J. Amer. Med. Assoc.* 1975. V. 167. P. 592–597.

309. *Wobeser G.A.* Mercury poisoning in a wild mink // *J. Wildl. Dis.* 1976. Vol. 12. P. 335–340.
310. *Wobeser G.A., Nielsen N.O., Scheifer B.* Mercury and mink II. Experimental methyl mercury intoxication // *Can J Comparat Med.* 1976. Vol. 40. P. 34–45.
311. *Wolfe M.F., Schwarzbach S., Sulaiman R.A.* Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review // *Environ Toxicol Chem.* 1998. Vol. 17. P. 146–160.
312. *Wong A.H.K., McQueen D.* Transfer of mercury from benthic invertebrates to fish in lakes with contrasting fish community structures // *Canad. J. Fish. and Aquat. Sci.* 1997. Vol. 54. P. 1320–1330.
313. *Wren C.D.* A probably cast of mercury poisoning in a wild otter (*Lutra canadensis*) from northwestern Ontario // *Can. Field-Nat.* 1985. Vol. 99. P. 112–114.
314. *Wren C.D., Stokes P.M., Fischer K.L.* Mercury levels in Ontario Canada mink and otter relative to food levels and environmental acidification // *Can J Zool.* 1986. Vol. 64. P. 2854–2859.
315. *Yanin E.P., Moskalenko N.N.* Monitoring and assessment of mercury pollution in the vicinity of electrical engineering plants in the CIS // *Mercury contaminated sites: Characterization risk assessment and remediation* / Eds by R. Ebinghaus, R.R. Turner, L.D. de Lakerda et al. Berlin; Heideberg: Springer Verlag, 1999. P. 221–235.
316. *Zagury G.J.* Mercury fractionation, bioavailability, and ecotoxicity in highly contaminated soils from chlor-alkali plants / G.J. Zagury et al. // *Environmental Toxicology and Chemistry.* 2006. № 25. P. 1138–1147.
317. *Zhang S.Z.* Bioaccumulation of total and methyl mercury in three earthworm species (*Drawida* sp., *Allolobophora* sp., and *Limnodrilus* sp.) / S.Z. Zhang et al. // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* 2009. № 83. P. 937–942.
318. *Zhang X., Naidu A.S., Kelley J.J.* et al. Baseline concentrations of total mercury and methyl mercury in salmon returning via the Bering Sea (1999–2000) // *Mar. Pollut. Bull.* 2001. V. 42. № 10. P. 993–997.
319. *Žlabek V., Svobodova Z., Randak T.* et al. Mercury content in the muscle of fish from the Elbe River and its tributaries // *Czech J. Anim. Sci.* 2005. V. 50. № 11. P. 528–534.

Елена Сергеевна Иванова,
Виктор Трофимович Комов,
Надежда Яковлевна Поддубная,
Вера Алексеевна Гремячих

**Насекомоядные, грызуны, куньи
и псовые околотовных территорий
и их участие в транспорте ртути
в экосистемах Вологодской области**

Монография

Ведущий редактор: *Г.В. Иванова*
Ведущий технический редактор: *Т.С. Камыгина*
Дизайн обложки: *В.Н. Курочкина*
Лицензия А № 165724 от 11.04.06 г.

Подписано к печати 10.10.14. Тир. 300 (1-й з-д 22).
Уч.-изд. л. 9,5. Формат 60 × 84 ¹/₁₆. Усл. п. л. 11,16.
Гарнитура Таймс. Зак. 998.

ФГБОУ ВПО «Череповецкий государственный
университет»
162600 г. Череповец, пр. Луначарского, 5