

УДК: 504.054:615.9+599.323.43

Элементный состав рационов питания и тканей мелких млекопитающих различных трофических уровней как биоиндикатор химического загрязнения окружающей среды

В. С. БЕЗЕЛЬ¹, К. П. КУЦЕНОГИЙ², С. В. МУХАЧЕВА¹, Т. И. САВЧЕНКО², О. В. ЧАНКИНА²¹Институт экологии растений и животных Уральского отделения РАН,
ул. 8-го Марта, 202, Екатеринбург 620144 (Россия)

E-mail: bezel@ipae.uran.ru

²Институт химической кинетики и горения Сибирского отделения РАН,
ул. Институтская, 3, Новосибирск 630090 (Россия)

E-mail: koutsen@ns.kinetics.nsc.ru

(Поступила 07.04.06; после доработки 13.07.06)

Аннотация

Проведен сравнительный анализ элементного состава рационов питания и тканей (печень) особей рыжей полевки и средней бурозубки, совместно обитающих на химически загрязненных (импактная зона) и ненарушенных (фоновых) территориях (Средний Урал). Полученные данные позволяют оценить роль экологических факторов в формировании биогенных циклов химических элементов с участием млекопитающих, принадлежащих к разным звеньям трофических цепей. В транслокации химических элементов по трофическим уровням млекопитающих особое положение занимает группа фитофагов (рыжая полевка). Специфика рационов питания этих видов и наличие желудочно-кишечного барьера ограничивают накопление элементов в организме животных. В этих же условиях плотоядные (средняя бурозубка) в сообществе млекопитающих играют роль концентраторов ряда химических элементов (Pb, Cd, Cr, As и др.), содержание которых возрастает в организме животных по сравнению с их уровнями в рационах питания. Токсическая нагрузка на организм животных (печень) не зависит от их трофической специализации.

ВВЕДЕНИЕ

Химические элементы, распределенные в объектах окружающей среды, – это важнейшее природное явление, отражающее интенсивность глобальных и региональных биогеохимических циклов. Известно, что природные системы и живые организмы более чем на 99 % состоят из 10–15 основных химических элементов. Остальные, определяемые В. И. Вернадским [1] как рассеянные элементы, несмотря на малые концентрации, обладают высокой геохимической активностью, а масштабы их обмена в природных средах огромны. Согласно биосферной функции живого вещества, следует говорить о нескольких уровнях биогенных

циклов химических элементов, формируемых живыми организмами различной трофической принадлежности. Между этими уровнями природных экосистем имеет место своеобразный “геохимический отбор” микроэлементов [2], определяемый различной биологической доступностью химических элементов и формой их соединений в почвах, спецификой зональных типов растительности, избирательностью процессов их поглощения и депонирования организмами различных трофических групп [3–5]. В силу этого мы имеем дело со сложным многоуровневым “геохимическим портретом” целостного биогеоценоза и его возможной деформацией в процессе антропогенной деятельности.

В настоящее время получен большой фактический материал по накоплению в отдельных компонентах природных экосистем таких химических элементов, как радионуклиды [4, 6], макро- и микроэлементы, включая тяжелые металлы [7–9], в том числе в условиях химического загрязнения среды [10–14]. Однако значительно меньше работ посвящено миграции тяжелых металлов по пищевым цепям экосистем [15, 16]. Кроме того, большинство авторов ограничивается исследованиями лишь небольшого числа химических элементов, выступающих, как правило, в качестве токсикантов. Между тем очевидна необходимость получения данных по широкому микроэлементному составу компонентов биоты. Только в этом случае возможен подробный анализ биогеохимических циклов конкретных природных и техногенных экосистем и их трансформации в системе трофических уровней.

Актуальность изучения микроэлементного состава популяций и сообществ различных групп биоты обусловлена необходимостью раскрыть механизмы формирования биогенных циклов и основанные на них способы регламентации воздействия промышленных предприятий на окружающую среду. Для создания адекватных представлений по этим вопросам необходимо проводить широкие комплексные эколого-аналитические исследования, включающие изучение микроэлементного состава модельных объектов на разных уровнях организации биологических систем: от первичных продуцентов (компонентов фитоценоза – пищевых объектов животных-фитофагов) до консументов (кормовых объектов плотоядных видов) высших трофических уровней.

Цель настоящего исследования – оценка “геохимического отбора” элементов мелкими млекопитающими различных таксономических и трофических групп, которые совместно обитают на химически загрязненных и ненарушенных территориях. Для этого предпринята попытка провести сравнительный анализ концентраций 18 химических элементов, относящихся к макро- и микроэлементам, в рационах питания и тканях (печень, скелет) особей рыжей полевки и средней бурозубки.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В основу работы положены материалы, полученные при изучении населения мелких млекопитающих в окрестностях крупного металлургического комбината и незагрязненных (фоновых) территорий (Средний Урал). Предприятие функционирует более 65 лет, зоны поражения вокруг него ярко выражены. Спектр тяжелых металлов, аэрозоли которых поступают в атмосферу и загрязняют природную среду, широк. В качестве приоритетных поллютантов выбраны элементы, доля которых в выбросах наиболее высока. Так, массовая доля Cu составляет 44.9, Zn – 31.5, Pb – 10.1 % [17]. Подробное описание полигона исследований приведено нами ранее [18]. В работе использованы данные, полученные в июле 2004 г. в ходе безвозвратного изъятия зверьков линиями ловушек Геро по стандартной методике [19]. Отловы проводили одновременно на двух участках: в непосредственной близости от источника техногенной эмиссии (1–2 км, импактная зона) и на расстоянии 30 км, принятом нами в качестве фонового, в почвах которого содержание химических элементов, в том числе поллютантов, не превышает кларковых уровней.

Добытых животных подвергали стандартному зоологическому обследованию: определяли вид, пол, функционально-возрастное состояние, репродуктивный статус особи, фиксировали основные морфофизиологические показатели.

В качестве основных объектов исследования выбраны два вида мелких млекопитающих, принадлежащих к разным таксономическим и трофическим группам: преимущественно растительноядная европейская рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus* Shreber, 1780) и насекомоядная средняя бурозубка (*Sorex caecutiens* Laxmann, 1788). Выбор объектов определялся также доминирующим положением видов в составе сообществ мышевидных грызунов и мелких насекомоядных, населяющих нарушенные и фоновые территории.

При сложном составе и пластичности пищевого рациона мелких млекопитающих наиболее правильный, на наш взгляд, способ – это определение концентрации элементов в

содержимом желудков зверьков [12]. Для этого у добытых животных вскрывали желудок и сухим, чистым шпателем отбирали содержимое для химического анализа. Специальные исследования показывают [20], что концентрация основных поллютантов в рационах зверьков зависит от сезона отлова. В связи с этим в настоящей работе нами использованы максимально близкие (по срокам отлова и функционально-возрастному состоянию) выборки зверьков.

Концентрации 18 химических элементов (K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Br, Rb, Sr, Y, Pb, Cd) сравнивали в рационах питания ($n = 20$) и печени ($n = 20$) зверьков. Отобранные образцы высушивали в сушильном шкафу при температуре 70 °С до абсолютно сухой массы. Дальнейший процесс подготовки образцов для анализа подробно описан в [21]. Пробы печени и содержимого желудка анализировались в виде таблеток диаметром 1 см и массой 30 мг. Элементный состав биосубстратов измеряли методом рентгенофлуоресцентного анализа с использованием синхротронного излучения (РФА СИ) на станции элементного анализа (ВЭПП-3) Института ядерной физики им. Г. И. Будкера СО РАН (Новосибирск) [22]. Образцы снимались при энергии возбуждения 21 кэВ. Для получения количественного элементного состава применяли метод внешнего стандарта. Для этой цели использовали российский стандарт злаковой травосмеси СОРМ 1 ГСО 8242-2003 как наиболее близкий к определяемым образцам. Концентрацию кадмия в печени и содержимом желудка определяли методом атомной абсорбции на спектрометре ASS-6 (фирма Carl Zeiss) в лаборатории популяционной экотоксикологии Института экологии растений и животных (ЭРиЖ) УрО РАН. Предварительно образцы озоляли методом мокрой минерализации в концентрированной азотной кислоте с использованием микроволнового разложения.

Полученные данные обработаны статистически с помощью прикладных программ Microsoft Excel. Количественные межгрупповые различия концентраций элементов у особей сравниваемых групп на разных территориях оценивали по t -критерию Стьюдента ($p < 0.05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Состав рационов мелких млекопитающих различных трофических групп

Логично предположить, что различия в микроэлементном составе рационов питания животных могут быть обусловлены как неодинаковым составом кормовых объектов, так и разными концентрациями химических элементов в пище. Данные элементного состава содержимого желудков, полученные методом РФА СИ, позволяют заключить, что уровень накопления большинства элементов в кормовых объектах обоих видов находится в пределах от 0.10 до 1000 мкг/г, при этом диапазоны изменения концентраций элементов близки (табл. 1). Поскольку наши данные адекватно описываются логнормальным распределением, то достоверность межгрупповых различий оценивали по t -критерию Стьюдента для среднегеометрических значений концентрации элементов.

Если концентрацию каждого из элементов в кормовых объектах полевых, населяющих фоновый участок, принять за единицу, то уровни накопления этих элементов в рационах питания животных других групп (полевых из загрязненной зоны, а также бурозубок с обоих участков), выраженные в относительных единицах, будут свидетельствовать о кратности их изменения по сравнению с полевками фоновой территории.

Сравнительный анализ рационов животных двух трофических групп, населяющих фоновые участки, позволяет заключить, что кормовые объекты средней бурозубки по сравнению с полевками обогащены Co, а также рядом физиологически значимых (Fe, Zn) элементов (рис. 1). По содержанию остальных элементов достоверных различий не обнаружено.

Естественно ожидать, что в условиях химического загрязнения среды кормовые объекты животных (прежде всего, фитофагов) могут содержать элементы-токсиканты. Действительно, у полевых, населяющих участки в зоне интенсивного химического загрязнения, возросло поступление в желудочно-кишечный тракт Ca, Fe, Co, Cu, Zn, As, Cd, Pb.

ТАБЛИЦА 1

Элементный состав (средние значения и диапазон изменения содержания элементов, мкг/г сухой массы) и химически загрязненные (Б) территории

Элемент	Содержание, мкг/г			
	Рыжая полевка			
	Содержимое желудка		Печень	
	А (1)*	Б (2)	А (3)	Б (4)
К	26 800	17 580	12 270	9990
	12 741-31 197	10 413-25 427	9920-15 670	8565-10844
Ca	5950	2290	703	230
	4090-7749	1057-3658	205-2711	168-341
Ti	30	104	46	56
	21-39	18-250	2.7-11.7	3.8-8.2
V	04	08	0.02	-
	0.27-0.43	0.05-1.83	0.01-0.05	-
Cr	175	1110	7	11
	72-393	36-3061	5.5-9.9	4.3-17.2
Mn	263	334	16	15
	198-359	99-615	13-20	9-24
Fe	470	2170	500	1300
	329-644	785-3947	234-742	707-2041
Co	0.16	0.7	0.2	0.4
	0.14-0.21	0.27-1.24	0.11-0.22	0.29-0.65
Ni	21	26	0.6	0.6
	17.6-29.0	7.6-39.3	0.48-0.91	0.44-0.82
Cu	20	117	13	13.5
	17-21	63-214	11-16	11-17
Zn	110	316	103	100
	100-132	132-424	96-110	85-117
As	0.4	28	0.2	2
	0.02-1.22	2.71-3.11	0.17-0.29	0.81-5.02
Br	10	85	9	39
	8-13	19-307	6-13	10-63
Rb	37	15	30	15
	15-52	9-22	21-37	10-20
Sr	27	14	0.4	0.3
	20.24-45.25	1.36-23.33	0.19-0.71	0.22-0.52
Y	2	22	1.7	0.9
	1.01-2.79	1.35-3.64	1.11-2.09	0.58-1.22
Pb	24	307	0.9	3.6
	14-38	155-481	0.38-1.17	0.88-5.67
Cd	1.7	63	1.4	1.1
	0-14.43	0.59-16.82	0-8.97	0-16.10

Примечания. 1. Цифрами в скобках обозначены номера групп при сравнении по t -критерию Стьюдента. 2. Буквами в последней графе обозначены существенные различия между группами ($p < 0.05$): а - 1-2, b - 3-4, с - 5-6, d - 7-8, e - 1-5, f - 2-6, g - 3-7, h - 4-8. 3. н/о - не обнаружено.

в рационах питания и в печени особей рыжей полевки и средней бурозубки, населяющих фоновые (А)

				<i>p</i>
Средняя бурозубка				
Содержимое желудка		Печень		
А (5)	Б (6)	А (7)	Б (8)	
14 300	7750	10 250	11265.67	
8075-24786	5347-12499	9269-12362	10105-1222	
7315	2900	230	269.60	a
2215-20436	1254-4796	179-279	218-329	
375	48	5	9.94	d
40-576	20-80	3.6-9.0	7.8-12.9	
2	0.3	н/о	н/о	
0.43-6.17	0.23-0.39			
383	507	11	28	
27-939	73-1137	7.2-16.0	10.0-54.4	
312	131	33	31	g, h
101-592	110-160	28-38	20-37	
2933	1233	1050	1380	a, b, e
666-6720	883-1641	564-2099	796-1918	
0.7	0.4	0.4	0.4	a, b, e
0.22-1.42	0.32-0.47	0.23-0.63	0.30-0.53	
12	6	0.4	0.5	f
4.10-19.00	4.8-8.1	0.02-0.58	0.25-0.71	
29	8.4	15	18	a, c
17-58	65-98	14-16	15-21	
268	350	82	85	a, b, f, g
177-426	287-464	74-88	82-89	
12	0.8	2	0.8	b, h
0.31-2.35	0.26-1.25	0.90-3.22	0.28-1.22	
17	16	7	10	b, h
12-23	11-21	6-9	9-12	
16	4	15	6	b, c, d, f, g, h
8-29	3-6	12-19	4-8	
24	33	0.3	2	
7.37-62.69	7.02-82.74	0.11-0.52	0.06-9.39	
2	13	0.9	0.4	b, c, d, f, g, h
0.85-3.84	0.58-2.52	0.63-0.88	0.33-0.53	
100	169	0.8	13	a, b, c, d, f
23-192	116-217	0.24-1.39	3.45-25.46	
75	73	18	54	a, e
1.54-19.78	0.89-16.08			

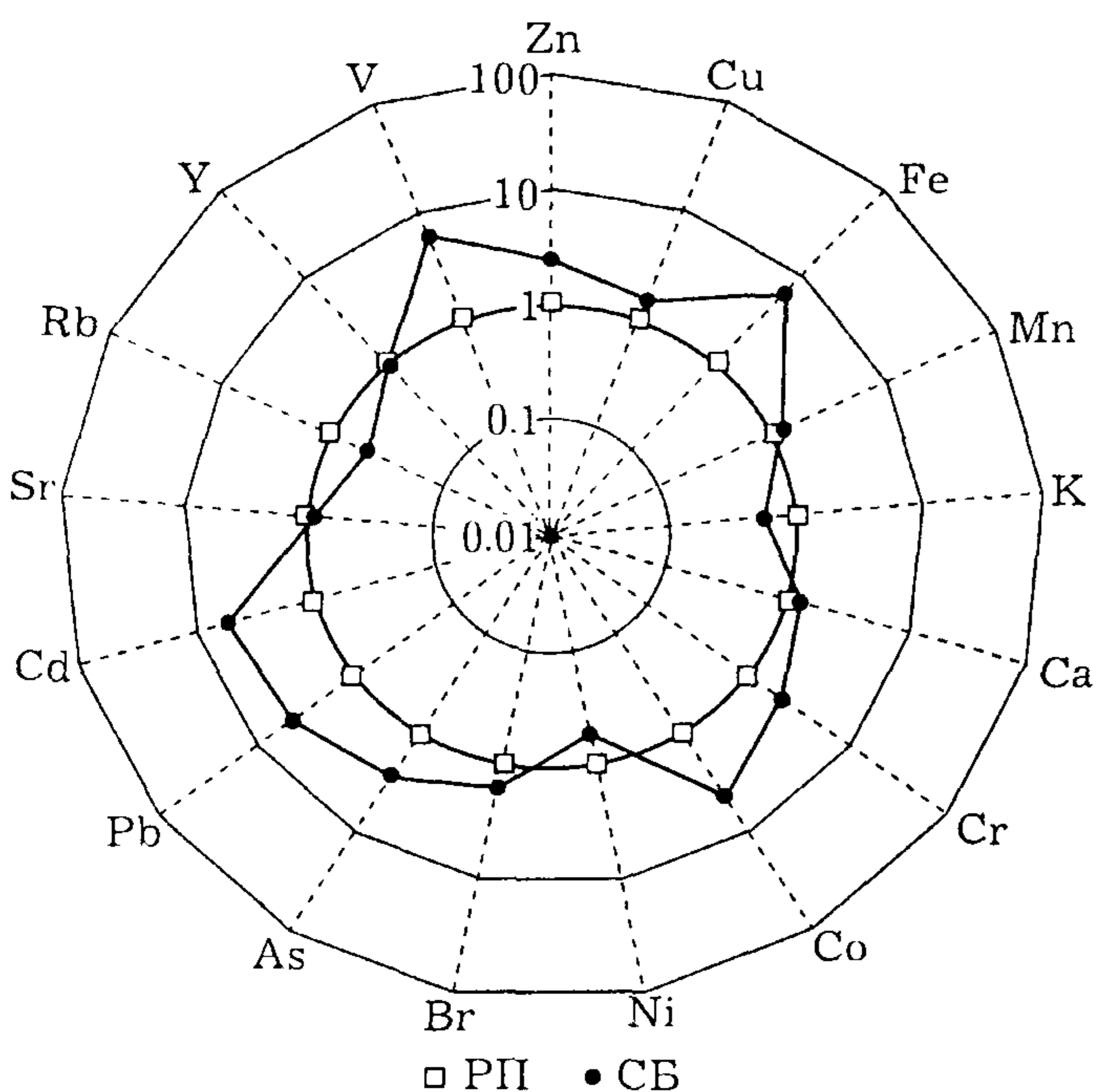


Рис. 1. Микроэлементный состав рационов питания рыжей полевки (РП) и средней буроzubки (СБ) на фоновой территории. (Средний Урал, 2004 г.) Данные представлены в относительных единицах, за единицу приняты концентрации элементов в рационе питания РП на фоновой территории.

Концентрации отдельных элементов превышают фоновые значения в восемь и более раз (рис. 2, а).

Минеральный состав рациона буроzubок на загрязненной территории тоже изменился. Однако концентрации большинства химических элементов (12 из 18 изученных) по сравнению с фоновыми участками уменьшились, достоверные отличия зарегистрированы для Rb и Y (см. рис. 2, б). Увеличение отмечено лишь для приоритетных для данной территории поллютантов – Pb и Cu. Частичное “очищение” рациона питания животных этой группы может быть связано с изменением видового состава кормовых объектов и обусловленными этим пониженными концентрациями химических элементов в пище.

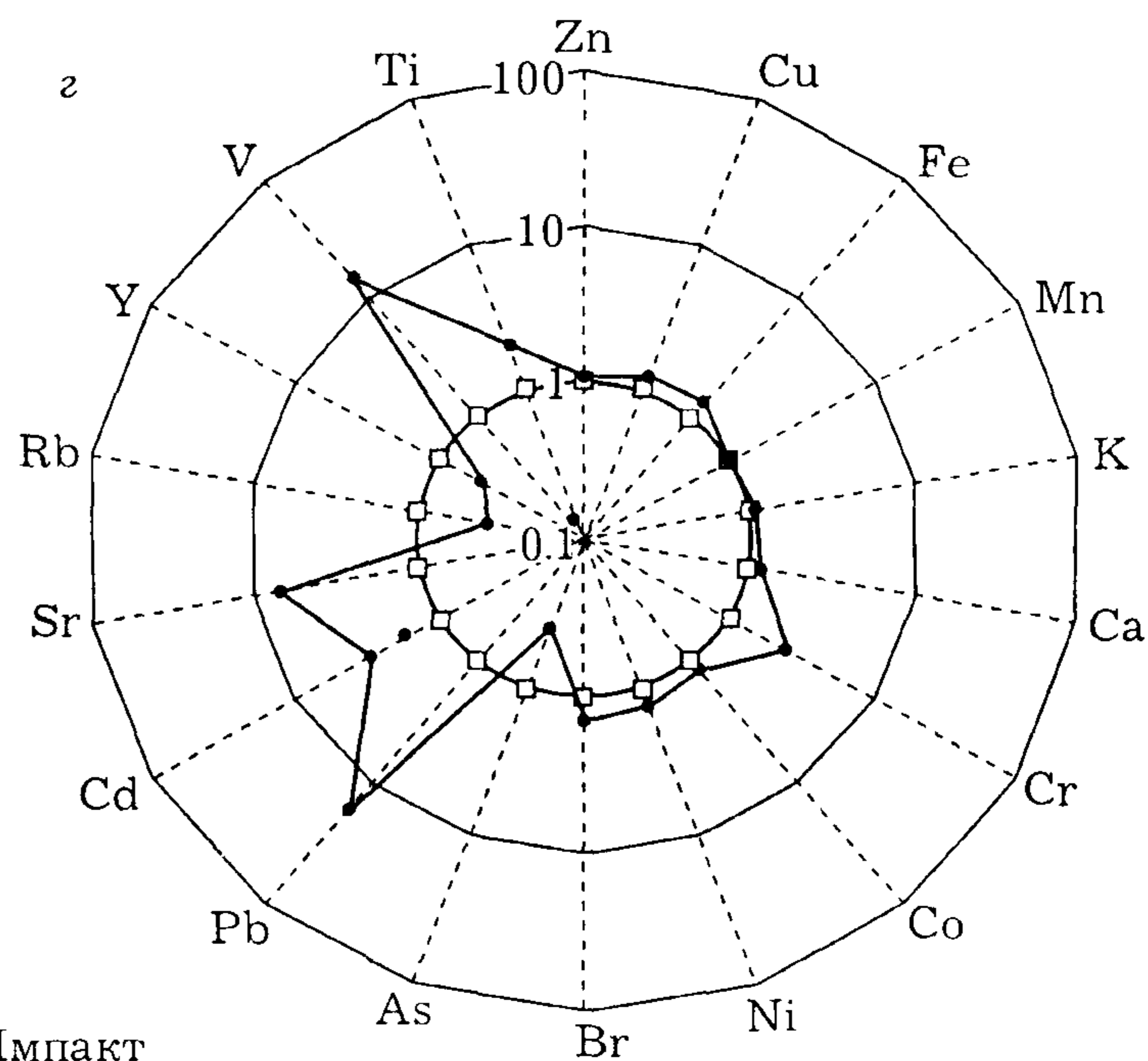
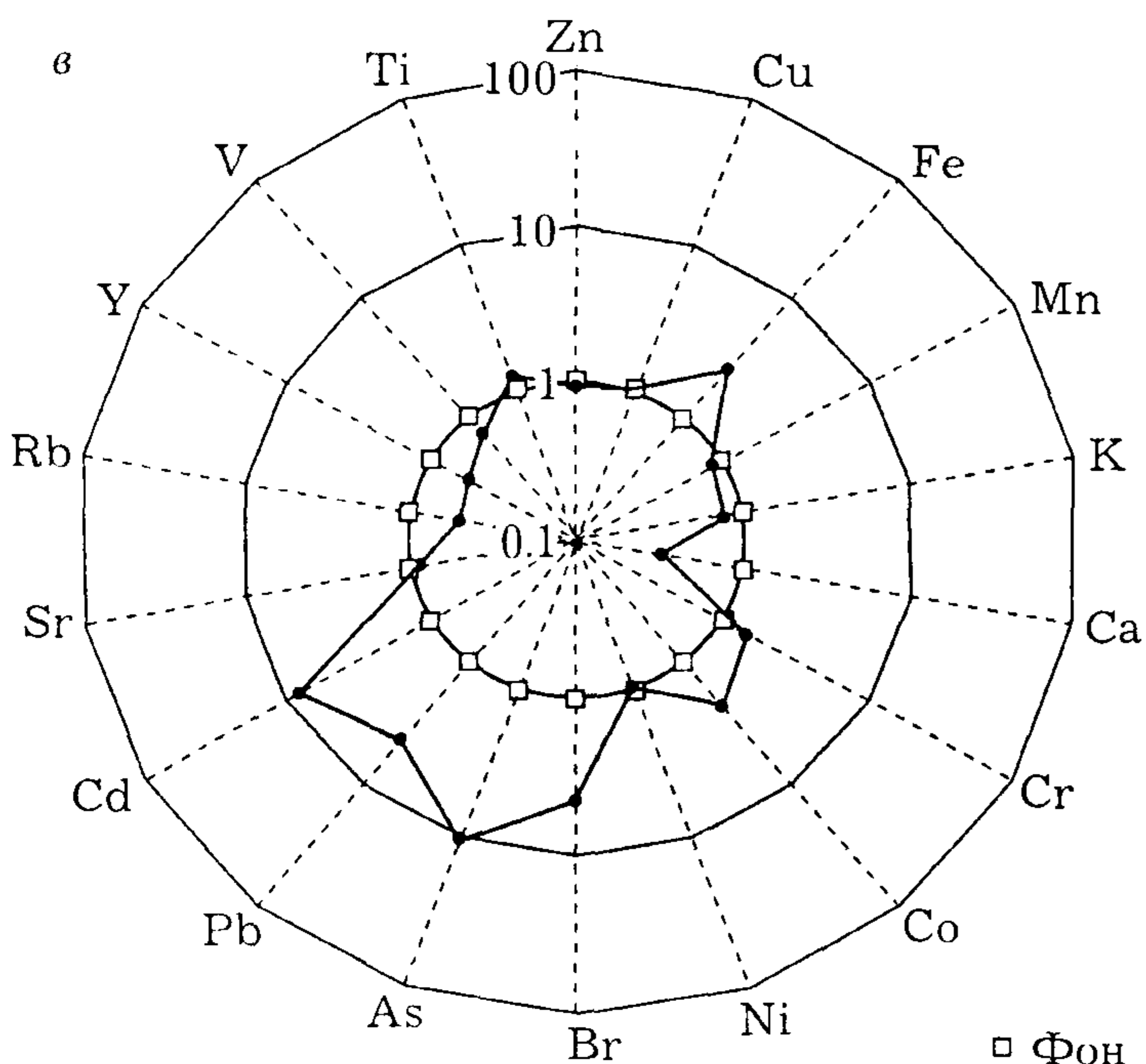
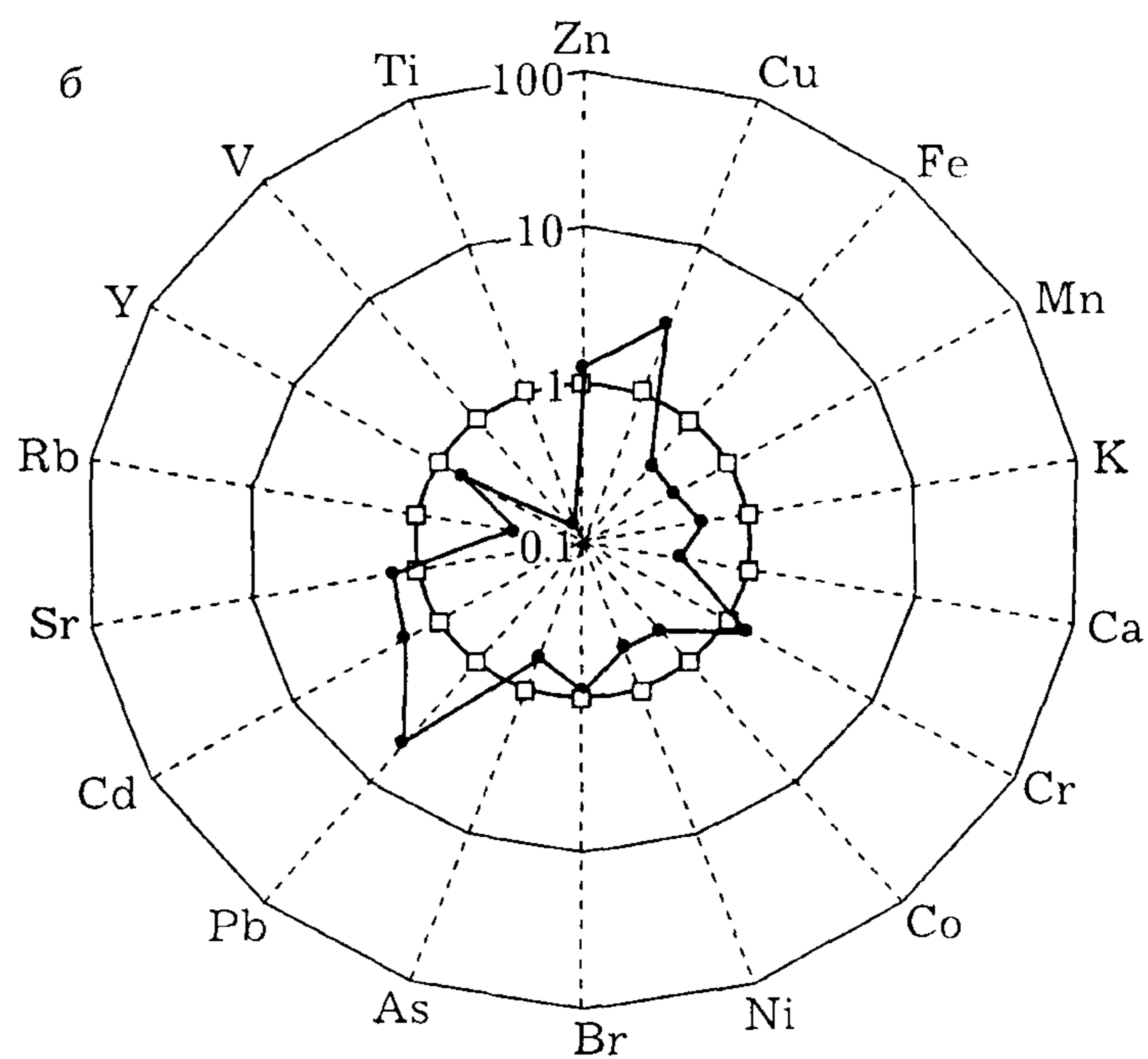
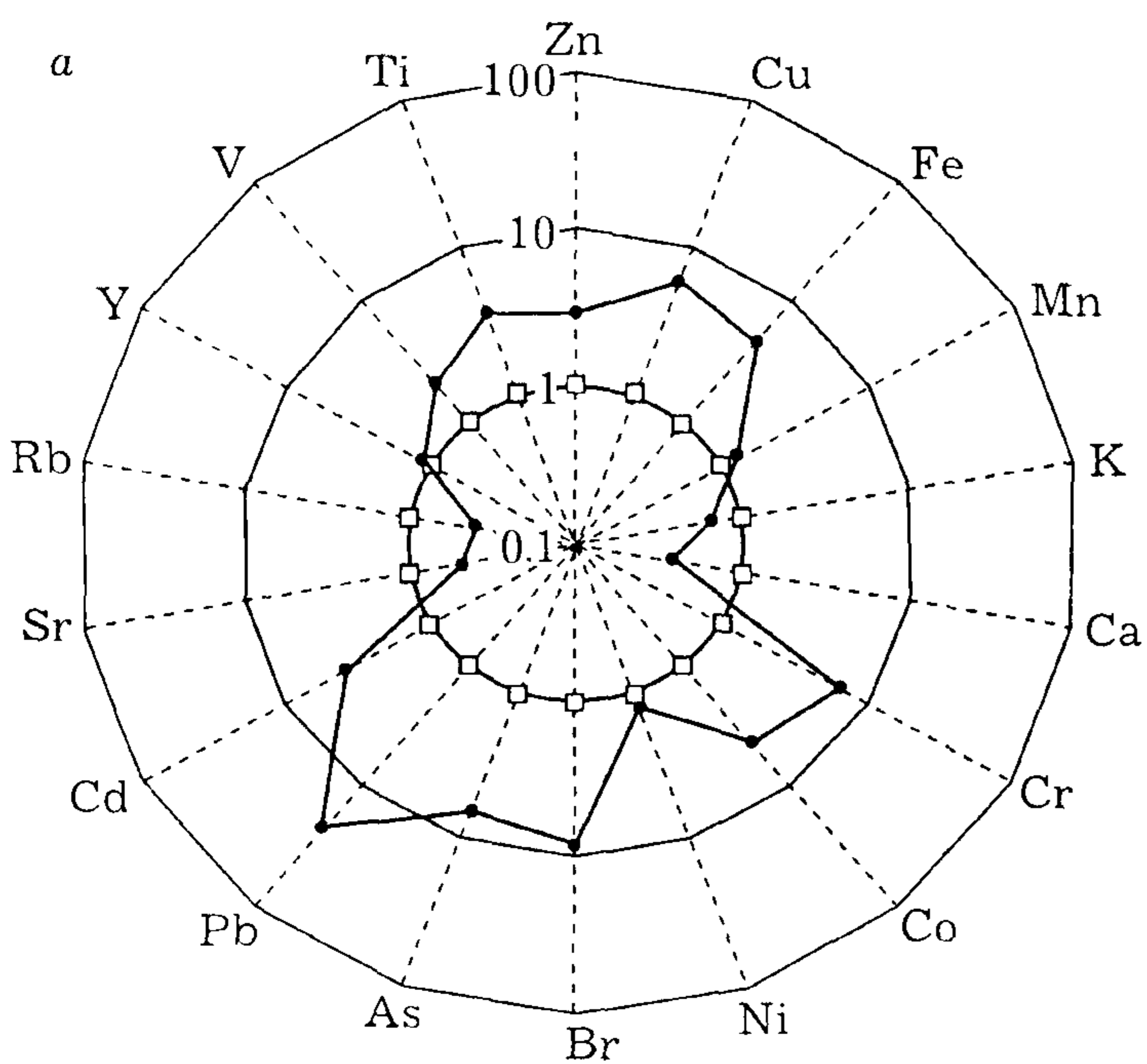


Рис. 2. Изменение микроэлементного состава рационов питания (а, б) и печени (в, г) рыжей полевки (а, в) и средней буроzubки (б, г) при действии токсического загрязнения среды обитания (Средний Урал, 2004 г.). Данные представлены в относительных единицах, за единицу приняты концентрации элементов в рационах зверьков с фоновых участков.

Содержание элементов в тканях животных различных трофических групп

В качестве депонирующего субстрата мы рассмотрели печень, принимающую активное участие в минеральном обмене. Несмотря на различия в трофической специализации, изученные нами виды животных относятся к классу млекопитающих, поэтому ожидать большого отличия в механизмах всасывания и депонирования изученных микроэлементов не следует. Обнаруженные различия в уровнях элементов в печени, скорее всего, обусловлены различиями в микроэлементном составе рационов питания. Уровни накопления элементов в печени сравнивали по схеме, предложенной выше для пищевых рационов; за единицу принимали концентрацию элементов в печени особей рыжей полевки с фоновых участков.

Анализ элементного состава печени полевок показал (см. табл. 1), что наличие в их рационе на загрязненных территориях повышенных уровней таких элементов, как Co, As, Cd, Pb, определяет возрастание их концентрации в органе-депо. Вместе с тем увеличение в рационе концентраций Fe, Cu, Zn не приводит к существенному росту их содержания в печени (рис. 2, в). Возможно, в этом проявляется роль некоторого барьера, регулирующего поступление физиологически необходимых элементов во внутреннюю среду организма. Аналогичный сравнительный анализ элементного состава рациона и печени бурозубок на загрязненных территориях показал, что такие типичные загрязнители, как Pb и Cd, способны в значительных количествах накапливаться в печени (см. рис. 2, г).

Интенсивность биогенных циклов химических элементов в природных экосистемах регулируется системой биологических барьеров. На организменном (онтогенетическом) уровне речь идет о наличии корневой системы у растений или стенки желудочно-кишечного тракта у животных, которые способствуют интенсивному включению элементов в биологический оборот либо ограничивают эти процессы. Эта барьерная функция, препятствующая поступлению химических элементов в организм млекопитающих, изучена достаточно подробно в рамках экспериментальной токсикологии. Для большинства тяжелых металлов у млекопитающих уровень всасывания находится в преде-

лах 3–10 % от количества, поступающего в желудочно-кишечный тракт [23].

Помимо отмеченных процессов онтогенетического уровня, интенсивность биогенных циклов химических элементов в природных экосистемах контролируется системой экологических барьеров, включающих состав пищевых рационов и уровень их загрязнения, обилие организмов конкретного трофического уровня. При химическом загрязнении и связанной с этим деградацией среды можно ожидать изменения видового состава и численности как продуцентов, так и консументов.

Как уже отмечалось выше, у бурозубок с загрязненного участка зарегистрировано частичное "очищение" рационов питания. Прежде всего, оно связано со сменой пищевых объектов. Известно, что основу рациона средней бурозубки составляют паукообразные, напочвенные жесткокрылые (представители семейств Carabidae, Elateridae, Staphylinidae), личинки двукрылых, клопы, дождевые черви. Основной зоной кормодобывания является надпочвенно-подстилочный слой [24]. В импактной зоне происходят кардинальные изменения в населении почвенной мезофауны: одни группы (Lumbricidae, Enchytraeidae, Diplopoda, Mollusca) выпадают полностью, другие (Carabidae, Staphylinidae, Arachnidae, Diptera) резко уменьшают свою численность. Характерная черта населения импактных участков – увеличение доли личинок целкунов (Elateridae) с 0.7–4.0 (фоновый участок, 30 км) до 35–50 %. На этих же участках прослеживается тенденция перемещения почвенных беспозвоночных в подстилку. Так, если на фоновой территории в подстилке сосредоточено 10–30 % от общей численности, то на удалении 1–2.5 км от факела выбросов этот показатель увеличивается до 50–80 % [17].

Анализ накопления основных поллютантов у представителей разных групп беспозвоночных в градиенте токсической нагрузки показал, что уровни металлов и способность к их биоаккумуляции в организме беспозвоночных существенно различаются [15]. На фоновой территории минимальные концентрации Cu регистрируются у муравьев, Pb – у чешуекрылых, Cd и Zn – у растительноядных полужесткокрылых; максимальные концентрации Cu отмечены у клопов, Pb – у кровосо-

сущих двукрылых, Cd и Zn – у муравьев. В импактной зоне минимальные уровни накопления Cu зарегистрированы у бабочек, прочих приоритетных поллютантов – у жуков. Максимальные концентрации Cu на загрязненной территории отмечены у хищных жесткокрылых, Cd и Zn – у кровососущих двукрылых, Pb – у муравьев.

Таким образом, можно констатировать, что вследствие техногенной трансформации населения беспозвоночных рацион питания бурозубок импактной зоны существенно изменяется по сравнению с фоновыми территориями. Большую роль в питании зверьков загрязненных участков играют представители отряда *Coleoptera* (в том числе, *Elateridae*,

Staphylinidae, *Carabidae*), характеризующиеся пониженной биоаккумуляцией элементов.

Полученные данные позволяют оценить роль экологических факторов в формировании биогенных циклов химических элементов с участием млекопитающих, принадлежащих к разным звеньям трофических цепей. На рис. 3 по осям отложены кратности увеличения концентраций химических элементов в рационах питания (ось абсцисс) и печени (ось ординат) животных по сравнению с фоновыми значениями для рыжей полевки и средней бурозубки. Если на загрязненной территории возросшая концентрация элемента в рационе приводит к пропорциональному увеличению его содержания в депонирующей

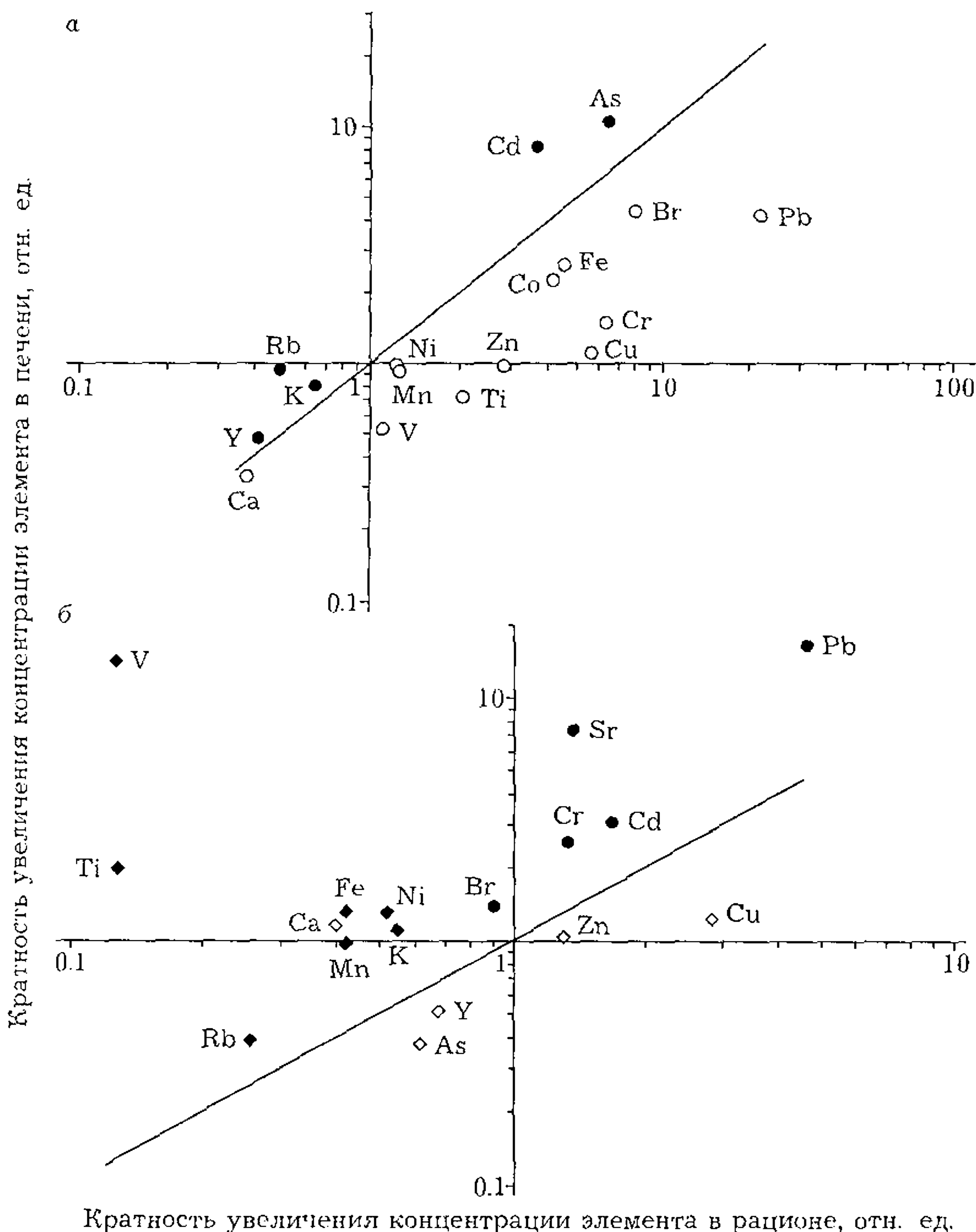


Рис. 3. Изменение микроэлементного состава печени рыжей полевки (а) и средней бурозубки (б) в зависимости от концентрации элементов в их рационах питания (Средний Урал, 2004 г.).

среде (в нашем случае – в печени), то имеет место прямая, без ограничения, транслокация элемента на следующий трофический уровень. Если химический элемент расположен ниже биссектрисы, то его переход на следующий трофический уровень ограничивается барьером на уровне желудочно-кишечного тракта.

Для рыжей полевки большинство химических элементов, в том числе токсических (V, Cr, Mn, Ni, Pb), а также ряд физиологически значимых элементов дискриминируются этим барьером, поэтому переход от уровня продуцентов (растительный рацион) к уровню первичных консументов ограничен (см. рис. 3, а). Повышенное по сравнению с рационом питания концентрирование элементов отмечено у полевок для типичных токсикантов (As и Cd). У плотоядных (средняя буроzubка) ограниченное включение элементов на уровень вторичных консументов отмечено лишь для Cu, Zn, As, Y (см. рис. 3, б). Расположение большинства элементов на плоскости выше биссектрисы означает, что в организмах буроzubок происходит избыточное (по сравнению с рационом) накопление этих элементов.

С точки зрения экологической токсикологии определяющим фактором является не столько содержание химических элементов в рационах или организме животных, сколько создаваемые ими токсические нагрузки. Чаще всего в качестве уровня токсической нагрузки принимают суммарное превышение (над фоновыми) концентраций элементов, рассчитанное по формуле

$$S_n = (1/n)\sum C_i/C_f$$

где C_i и C_f – концентрации элементов, которые могут рассматриваться как токсические на загрязненном и фоновом участках соответственно, n – количество учитываемых элементов. Нагрузка может рассчитываться для условий поступления токсикантов с рационом питания, а также для их накопления в тканях.

На рис. 4 представлены результаты расчета суммарной токсической нагрузки. Если фоновую нагрузку принять равной одной относительной единице, то во всех рассмотренных вариантах на импактных территориях имеет место превышение токсического воздействия над фоновыми значениями. Максимальной является нагрузка, формируемая хими-

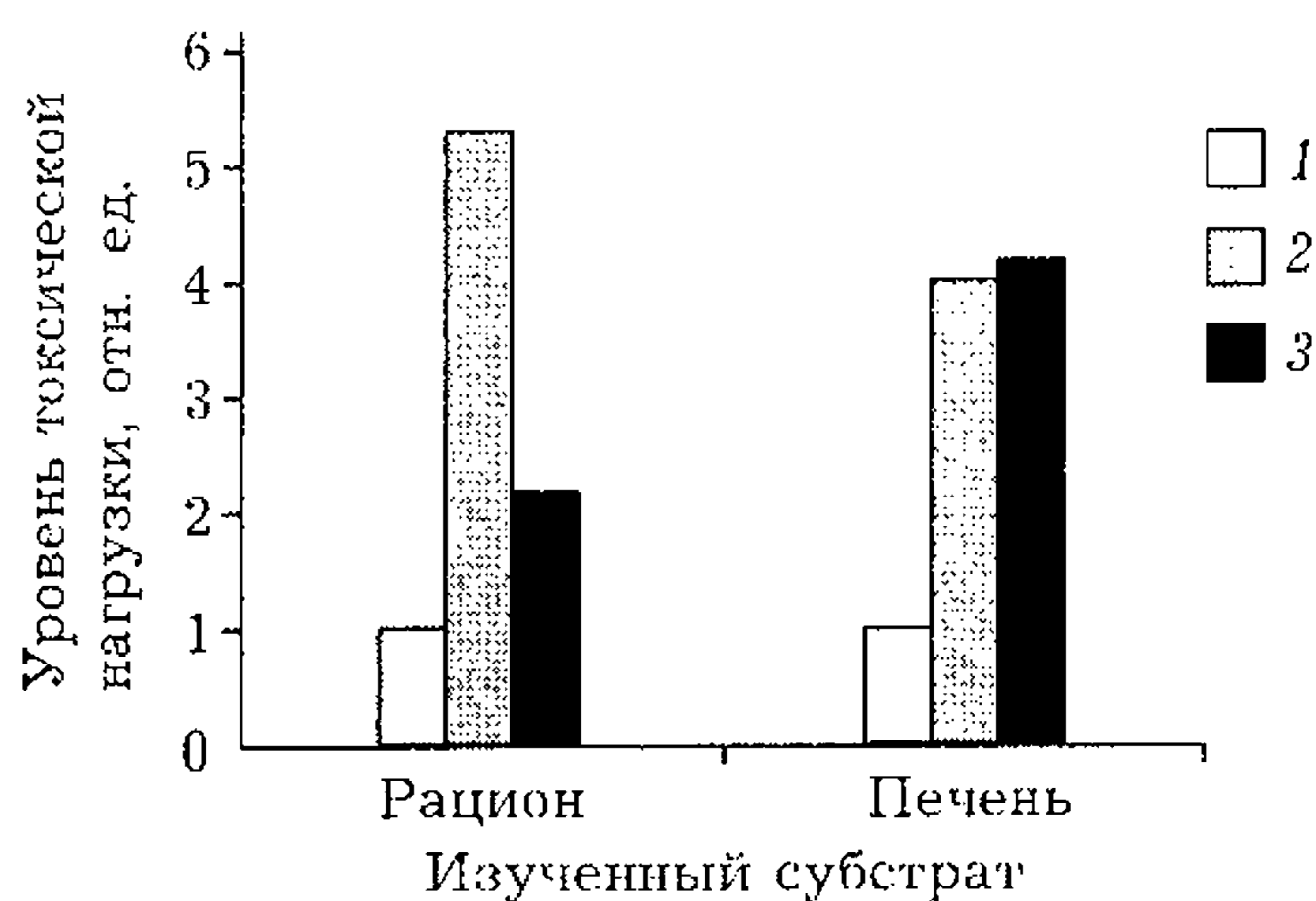


Рис. 4. Токсическая нагрузка на мелких млекопитающих, населяющих импактные территории, рассчитанная по содержанию химических элементов в рационах питания и печени животных: 1 – фоновое значение, равное 1 отн. ед.; 2 – рыжая полевка; 3 – средняя буроzubка.

ческими элементами в пищевых рационах фитофагов. Эта высокая токсичность рациона полевок формируется широким спектром элементов – Ti, V, Cr, Co, Cu, Zn, As, Cd, Pb (см. рис. 2, а). Подобная “кормовая нагрузка” у средней буроzubки примерно в два раза меньше, она формируется главным образом Cu, Cd и Pb (см. рис. 2, б). Несмотря на отмеченные различия в химическом составе рационов и уровнях кормовых нагрузок, печень обоих видов на загрязненной территории подвержена примерно одинаковому токсическому воздействию, что, вероятно, связано с упомянутой выше повышенной адсорбцией химических элементов в желудочно-кишечном тракте насекомоядных зверьков (см. рис. 3, б).

ВЫВОДЫ

1. В транслокации химических элементов по трофическим уровням млекопитающих особое положение занимает группа фитофагов (рыжая полевка). Специфика пищевых рационов этих видов и наличие желудочно-кишечного барьера ограничивают накопление элементов в организме животных.

2. В этих же условиях плотоядные (средняя буроzubка) в сообществе млекопитающих играют роль концентраторов ряда химических элементов (Pb, Cd, Cr, As и др.), содержание которых возрастает в организме животных по сравнению с их уровнями в рационах питания.

3. Токсическая нагрузка на организм животных (печень) не зависит от их трофической специализации.

Работа выполнена при финансовой поддержке интеграционного совместного проекта фундаментальных исследований Института экологии растений и животных УрО РАН и Института химической кинетики и горения СО РАН, а также проекта поддержки ведущих научных школ РФ (НШ-5286.2006.4).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- 1 В. И. Вернадский, Заметки о распределении химических элементов в земной коре, Избр. соч., т. 1, АН СССР, Москва-Ленинград, 1954, с. 401.
- 2 В. М. Гольдшмидт, Сборник статей по геохимии редких элементов, Изд-во АН СССР, Москва-Ленинград, 1938, 243 с.
- 3 В. Добровольский, Геохимия микроэлементов. Глобальное рассеяние, Мысль, Москва, 1983, 271 с.
- 4 Д. А. Криволицкий, Радиоэкология сообществ наземных животных, Энергоатомиздат, Москва, 1983, 88 с.
- 5 А. Д. Покаржевский, Геохимическая экология наземных животных, Наука, Москва, 1985, 298 с.
- 6 Д. А. Криволицкий, В. Л. Усачев, И. А. Рябцев, О. В. Тарасов, *Журн. общ. биологии*, 50, 5 (1989) 595.
- 7 А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас, Микроэлементы в почвах и растениях, Мир, Москва, 430 с.
- 8 Н. В. Лебедева, Экотоксикология и биогеохимия географических популяций птиц, Наука, Москва, 1999, 199 с.
- 9 K. Sawicka-Kapusta, J. Kozlowski, T. Sokolowska, *Environ. Pollut.*, A, 42, (1986) 297.
- 10 В. С. Безель, Популяционная экотоксикология млекопитающих, Наука, Москва, 1987, 129 с.
- 11 В. В. Добровольский, Глобальные циклы миграции тяжелых металлов в биосфере, В сб.: Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы, Материалы 2-й Всесоюз. конф., ч. 1, Изд-во МГУ, Москва, 1988, с. 4-13.
- 12 С. В. Мухачева, В. С. Безель, *Экология*, 3 (1995) 237.
- 13 Н. В. Медведев, Птицы и млекопитающие Карелии как биоиндикаторы химических загрязнений, Петрозаводск, 1998, 135 с.
- 14 N. I. Nyholm, *Annali di chimica*, 85 (1985) 343.
- 15 В. С. Безель, Е. А. Бельский, А. И. Ермаков, Л. В. Ракитина, В кн.: Урал. Радиация. Реабилитация, Под ред. В. Н. Чуканова, Изд-во УрО РАН, Екатеринбург, 2004, с. 315-339.
- 16 L. Lindquist, M. Block, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 58, 4 (1997) 518.
- 17 Е. Л. Воробейчик, О. Ф. Садыков, М. Г. Фарафонов, Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень), УИФ Наука, Екатеринбург, 1994, 279 с.
- 18 С. В. Мухачева, О. А. Лукьянов, *Экология*, 1 (1997) 34.
- 19 Т. В. Карасева, Л. А. Телицына, Методы изучения грызунов в полевых условиях: учеты численности и мечение, Наука, Москва, 1996, 227 с.
- 20 С. В. Мухачева, *Сиб. экол. журн.*, 3 (2005) 523.
- 21 K. Koutzenogii, T. Savchenko, O. Chankina *et al.*, *J. Trace Microprobe Techniques*, 21, 2 (2003) 311.
- 22 V. B. Baryshev, G. N. Kulipanov, A. N. Skrinsky, *Nucl. Instr. Meth.*, A 246 (1986) 739.
- 23 Общая токсикология, Под ред. Б. А. Курляндского, В. А. Филова, Медицина, Москва, 2002, 432 с.
- 24 Э. В. Ивантер, А. М. Макаров, Территориальная экология землероек-бурозубок (*Insectivora, Sorex*), Изд-во ПетрГУ, Петрозаводск, 2001, 272 с.