

УДК 502.31:54+504.054:615.9

Химические элементы в системе трофических уровней наземных экосистем

В. С. БЕЗЕЛЬ¹, Е. А. БЕЛЬСКАЯ¹, С. В. МУХАЧЕВА¹, К. П. КУЦЕНОГИЙ², О. В. ЧАНКИНА²¹Институт экологии растений и животных Уральского отделения РАН,
ул. 8 Марта, 202, Екатеринбург 620144 (Россия)E-mail: bezel@ipae.uran.ru²Институт кинетики и горения Сибирского отделения РАН,
ул. Институтская, 3, Новосибирск 630090 (Россия)E-mail: koutsen@ns.kinetics.nsc.ru

(Поступила 22.09.09; после доработки 16.12.09)

Аннотация

Исследованы концентрации жизненно необходимых (S, K, Ca, Fe) и высокотоксичных элементов (Pb, Cd), тяжелых металлов, обладающих умеренной токсичностью (Zn, Cu, Co, Mo, Ni, Cr, Mn), и малотоксичных элементов (Ti, Ba, Sr, Zr) в модельных видах живых организмов, принадлежащих к различным трофическим уровням наземных биоценозов. Рассмотрены фоновые и химически загрязненные металлами участки среды. Изучены беспозвоночные фитофаги (личинки пилильщика *Arge* sp.) и плотоядные (жужелицы *Pterostichus oblongopunctatus* L.), а также два вида мелких млекопитающих, относящихся к разным таксономическим и трофическим группам: растительноядная рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus* Shreber) и насекомоядная средняя бурозубка (*Sorex caecutiens* Laxmann). Показано, что распределение концентраций химических элементов в живых организмах определяется их положением в трофической структуре природных биоценозов, при этом выделяются группы первичных продуцентов, фитофагов и плотоядных видов. При загрязнении среды характер распределения концентраций химических элементов определяется спецификой минерального обмена животных и их принадлежностью к различным таксономическим группам.

Ключевые слова: гетерогенность среды, биогеохимические пищевые цепи, трофические, уровни, беспозвоночные, млекопитающие, фитофаги, плотоядные

ВВЕДЕНИЕ

Согласно современным представлениям, пространственная химическая гетерогенность биосферы находит отражение в изменчивости биогеохимических пищевых цепей [1–3]. Данные по концентрациям химических элементов в популяциях живых организмов различной трофической принадлежности следует рассматривать не только в качестве показателей локальных потоков химических элементов, но и как мощный фактор гомеостаза окружающей среды [4]. Будучи лабильной, система трофических связей природных экосистем реагирует как на вариабельность элементного химического состава косной и био-

косной основы биоценозов, так и на изменчивость обилия и видового состава живых организмов. При этом имеет место сложный многоуровневый геохимический портрет целостного биогеоценоза, который определяется различной биологической доступностью химических элементов, формой их соединений в почвах, спецификой зональных типов растительности, избирательностью процессов их поглощения и депонирования организмами различных трофических групп, а также возможной деформацией в процессе антропогенной деятельности [5–7].

В этих условиях положение В. В. Ковальского [3] о биогеохимических пищевых связях приобретает особое значение и может вы-

ступать в качестве приоритетного подхода к мониторингу состояния природной среды, которое определяется способностью сохранившихся компонентов биоты выполнять биоценоотические функции и, прежде всего, поддерживать необходимый уровень биогенного обмена. Чаще всего подобный биогеохимический мониторинг ограничивается определением концентраций химических элементов, в том числе токсических, в почвах и растительности. Между тем, устойчивое функционирование природных систем определяется целостной трофической структурой биоценоза, поскольку его высшие уровни, выступающие в качестве фактора интенсификации и стабилизации биогенных циклов, часто испытывают максимальное токсическое воздействие. Малочисленность организмов этих уровней, их подвижность и ограниченная биомасса, доступная для анализа, существенно усложняют процедуру такого мониторинга, требуя применения современных высокочувствительных аналитических методов.

В настоящем сообщении рассмотрены данные по концентрациям химических элементов в модельных видах живых организмов различных трофических уровней наземных биоценозов, как в фоновых условиях, так и при химическом загрязнении среды.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В основу работы положены данные, полученные в течение 2004–2008 гг. при изучении химического состава модельных, широко распространенных видов животных, которые представляют различные трофические уровни наземных биогеоценозов в зоне аэрогенного воздействия крупного медеплавильного комбината (Средний Урал, зона южной тайги). Медеплавильный комбинат функционирует с 1940 г., и зоны поражения вокруг него ярко выражены. В качестве критерия для выделения пробных площадей в пределах каждой зоны использовали уровни химического загрязнения почв, соответствующие фоновым условиям и максимальным уровням загрязнения (зоны буферные и импактные соответственно). Подробное описание полигона исследований приведено нами ранее [8, 9].

Рассмотрены данные по концентрации ряда элементов, которые можно объединить в четыре группы: 1) жизненно необходимые элементы (S, K, Ca, Fe); 2) высокотоксичные тяжелые металлы (Pb, Cd); 3) тяжелые металлы, обладающие умеренной токсичностью (Zn, Cu, Co, Mo, Ni, Cr, Mn); 4) малотоксичные элементы (Ti, Ba, Sr, Zr и др.). Всего в биологических объектах исследовано содержание 29 химических элементов.

Содержание химических элементов в различных объектах окружающей среды существенно варьирует, поэтому эта величина обычно описывается функциями плотности вероятности $p(x_i)$ логнормального распределения случайной величины x_i . Это позволяет оперировать не среднеарифметическими, а среднегеометрическими значениями концентраций. Стандартное среднеквадратичное отклонение (σ_{gi}) определено в этом случае для величины $\ln(x_i)$. При этом исключены элементы, содержание которых в анализируемой пробе не может быть определено с помощью используемого метода с необходимой точностью. Аналитики приписывают им нулевые значения концентраций, что исключает вычисление логарифмов.

В качестве модельных видов живых организмов выбраны беспозвоночные фитофаги (личинки пилильщика *Arge* sp.) и плотоядные (жужелицы *Pterostichus oblongopunctatus* L.), а также два вида мелких млекопитающих, относящихся к разным таксономическим и трофическим группам: растительоядная европейская рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus* Shreber) и насекомоядная средняя бурозубка (*Sorex caecutiens* Laxmann). Выбор объектов исследования определяется положением этих видов в составе сообществ беспозвоночных и млекопитающих, их распространенностью во всех зонах загрязнения, что обеспечивает сбор необходимого количества материала для химического анализа.

Элементный состав первичных продуцентов рассмотрен на примере листьев шиповника (*Rosa canina* L.) – кормовой основы модельного вида беспозвоночных фитофагов (личинки *Arge* sp.).

Личинок пилильщиков собирали вручную, жужелиц – в почвенные ловушки без фиксатора с последующим замариванием пара-

ТАБЛИЦА 1

Содержание химических элементов в первичных продуцентах (листья шиповника) и животных фитофагах, мкг/г сухой массы

Элемент	Первичные продуценты и фитофаги				Личинки пилильщика ($n_i = 5$)				Рыжая полевка					
	Листья шиповника ($n_i = 5$)		Буфер		Импакт		Импакт		Фон		Импакт		Импакт	
	$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})	$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})	$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})	$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})	$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})	$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})	$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})
Fe	148.29 (1.17)	85 (1.1)	219 (1.2)	116 (1.2)	185 (1.1)	Содержание в кларке более 1000 мкг/г								
Ca	19 433.8(1.04)	19 433.85(1.0)	19 556 (1.1)	1814 (1.2)	867.1 (1.1)	-								
K	15 104.6(1.25)	14 574.2 (1)	13 187 (1.2)	16 562.2(1.1)	17 377 (1.1)	-								
Ti	13.14(1.17)	8.1 (2)	12.0 (1.2)	46 (1.4)	47 (1.4)	-								
Mn	344.86(1.5)	422 (1.3)	286.0 (1.9)	42.0 (1.2)	16 (1.2)	Содержание в кларке от 100 до 1000 мкг/г								
Ba	60.9 (1.2)	43 (1.5)	61.1 (1.3)	-	-	-								
Sr	103.34(1.1)	1.08 (1.1)	122.0(1.2)	12.0 (1.3)	1.1 (1.2)	-								
S	-	-	-	3763 (1.2)	5112 (1.1)	-								
Cl	-	-	-	361 (1.1)	644 (1.2)	-								
Zr	0.77 (1.97)	0.22 (1.2)	1.80 (1.5)	1.4 (1.7)	1.1 (2.0)	-								
Rb	5.14 (1.16)	3.4 (1.2)	10.0 (1.3)	7.0 (1.7)	15.0 (1.5)	-								
Cr	0.99 (1.6)	2.3 (1.6)	20 (1.3)	0.83 (2.7)	2.5 (1.8)	Содержание в кларке от 10 до 100 мкг/г								
Ni	11.38 (1.3)	2.3 (1.2)	15.0 (1.5)	1.2 (1.2)	1.1 (1.1)	-								
Zn	25.5 (1.8)	33.0 (1.3)	46.0 (1.2)	72.0 (1.1)	156.1 (1.1)	-								
Cu	5.71 (1.8)	4.7 (1.1)	11.0 (1.3)	6.8 (1.1)	13.0 (1.1)	-								
Y	-	-	-	0.42 (1.1)	0.9 (1.3)	-								
Co	-	-	-	-	-	-								
Nb	-	-	-	-	-	-								
Pb	4.24 (1.33)	2.3 (1.2)	37.0 (1.3)	1.6 (1.4)	1.34 (1.2)	-								
V	0.57 (1.3)	0.43 (1.45)	0.41 (1.4)	-	-	-								
Cs	-	-	-	-	-	Содержание в кларке от 1.0 до 10 мкг/г								
Br	1.74 (1.6)	1.4 (1.5)	1.2 (2.1)	4.3 (1.8)	4.2 (1.1)	-								
Sn	0.30 (1.5)	0.3 (1.5)	1.3 (1.2)	0.22 (1.2)	0.37 (1.2)	-								
As	-	-	-	-	-	-								
Mo	-	-	-	0.27 (1.2)	0.15 (1.1)	-								
I	0.47	0.57 (1.6)	0.24 (1.4)	0.47 (1.2)	-	Содержание в кларке менее 1.0 мкг/г								
Cd	0.17	0.53 (1.2)	0.41 (1.3)	2.6 (1.3)	1.5 (1.2)	-								
						Фон		Импакт		Фон		Импакт		
						$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})	$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})	$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})	$\langle x_i \rangle$	(σ_{μ})	
						362 (1.3)	5	298.0 (1.1)	5	24 886 (1.2)	5	32 246 (1.2)	5	
						9698 (1.1)	5	9928 (1.1)	5	35 (1.5)	5	24 (1.5)	5	
						81 (1.3)	10	8.0 (1.4)	10	29.0 (1.2)	9	32.0 (1.2)	9	
						35.0 (1.2)	8	40.0 (1.2)	8	23 181 (2.1)	10	23 420 (1.2)	10	
						3391 (1.9)	10	2825 (1.1)	10	0.8 (1.8)	10	1.8 (1.6)	10	
						18.0 (1.2)	10	21.0 (1.1)	10	18.0 (1.2)	10	21.0 (1.1)	10	
						0.8 (1.4)	10	1.5 (1.3)	5	1.8 (1.4)	10	2.4 (1.1)	5	
						94.0 (1.1)	10	95.0 (1.1)	5	6.0 (1.1)	10	7.0 (1.1)	5	
						0.09 (1.2)	10	0.08 (1.4)	5	-	-	-	-	
						1.7 (1.5)	10	8.0 (1.4)	5	0.09 (1.4)	10	0.07 (2.4)	5	
						18.0 (1.3)	10	16.0 (1.2)	10	-	-	-	-	
						0.21 (2.0)	9	0.73 (1.6)	9	-	-	-	-	
						1.4 (2.2)	7	0.49 (1.8)	7	-	-	-	-	
						-	5	-	7	-	-	-	-	
						0.18 (1.6)	9	0.91 (3.1)	4	-	-	-	-	
						0.46 (1.4)	9	2.2 (1.4)	4	-	-	-	-	

Примечания. Здесь и в табл. 2: 1. $\langle x_i \rangle$ - среднее геометрическое значение содержания элемента; σ_{μ} - стандартное отклонение $\langle x_i \rangle$; n_i - число зафиксированных значений содержания, по которым проведено усреднение. 2. Прочерк означает, что элемент при анализе не обнаружен.

ТАБЛИЦА 2

Содержание химических элементов в организмах вторичных консументов, мкг/г сухой массы

Элемент	Вторичные консументы				
	Жужелицы	Средние бурозубки			
(по Иванову, 1994)	Фон ($n_i = 11$) < x_i > (σ_{ni})	Буфер ($n_i = 6$) < x_i > (σ_{ni})	Импакт ($n_i = 11$) < x_i > (σ_{ni})	Буфер ($n_i = 6$) < x_i > (σ_{ni})	Импакт ($n_i = 4$) < x_i > (σ_{ni})
	Содержание в кларке более 1000 мкг/г				
Fe	96.1 (1.6)	186.1 (1.8)	194.0 (2.0)	115.3 (1.42)	120.0 (1.02)
Ca	854.1 (1.6)	1062.0 (1.1)	754.0 (1.5)	16 957.5 (1.3)	15 067.1 (1.1)
K	6984 (1.1)	8043 (1.1)	7042.1 (1.2)	6068.84 (1.2)	7661.0 (1.06)
Ti	4.2 (1.8)	4.6 (1.7)	4.9 (1.5)	1.51 (2.3)	1.4 (1.1)
	Содержание в кларке от 100 до 1000 мкг/г				
Mn	64.0 (1.3)	110.0 (1.4)	64.0 (1.7)	8.35 (1.6)	12.0 (1.0)
Ba	5.9 (2.7)	-	2.4 (1.1)	3.92 (2.8)	5.6 (1.0)
Sr	3.9 (1.2)	4.9 (1.5)	4.1 (1.3)	28.9 (1.3)	20.0 (1.1)
S	6354 (1.2)	-	7122 (1.4)	39 939.3 (1.4)	33 581.3 (1.1)
Cl	1315.0 (1.4)	-	1279.0 (1.5)	3074.2 (1.2)	3503.0 (1.1)
Zr	0.59 (4.4)	0.80 (1.8)	0.23 (2.0)	0.1 (1.8)	0.06 (1.1)
Rb	2.2 (1.6)	1.5 (1.1)	2.1 (1.5)	9.8 (1.3)	5.5 (1.1)
	Содержание в кларке от 10 до 100 мкг/г				
Cr	0.11 (3.4)	1.5 (1.2)	2.6 (3.0)	0.64 (1.3)	1.2 (1.9)
Ni	1.5 (1.4)	2.8 (1.6)	1.2 (1.4)	0.87 (1.4)	0.62 (1.0)
Zn	146.0 (1.1)	209.0 (1.1)	183.0 (1.3)	262.4 (1.4)	191.0 (1.5)
Cu	16.0 (1.7)	24.0 (1.2)	26.0 (1.6)	6.21 (1.1)	7.9 (1.2)
Y	0.1 (1.6)	-	0.17 (1.3)	0.45 (1.2)	0.35 (1.1)
Co	0.02 (1.4)	-	0.05 (1.8)	0.05 (1.3)	0.05 (1.0)
Nb	0.64 (1.8)	0.87 (1.8)	0.48 (1.6)	-	-
Pb	1.4 (1.6)	4.7 (1.7)	8.8 (2.1)	5.41 (1.3)	76.0 (1.9)
V	0.95 (8.3)	-	0.22 (1.9)	0.19 (1.8)	0.08 (4.6)
	Содержание в кларке от 1.0 до 10 мкг/г				
Cs	0.06 (1.89)	-	0.09 (1.1)	0.06 (1.1)	0.087 (1.1)
Br	17.0 (3.6)	5.0 (1.1)	14.0 (63.4)	11.4 (1.2)	17.0 (1.3)
Sn	0.17 (2.3)	-	0.19 (1.6)	0.65 (2.8)	0.170 (1.4)
As	-	-	1.1 (4.0)	-	-
Mo	0.46 (1.5)	0.28 (1.2)	0.48 (1.6)	0.24 (1.1)	0.3 (1.3)
	Содержание в кларке менее 1.0 мкг/г				
I	0.33 (1.6)	-	0.62 (2.0)	0.33 (1.7)	0.9 (1.0)
Cd	3.7 (3.2)	12.0 (1.4)	6.6 (2.3)	0.31 (1.3)	0.61 (1.4)
Ag	0.07	0.11 (1.3)	0.11 (1.3)	0.07 (1.1)	0.08 (1.2)

Примечание. Обозн. см. табл. 1.

ми этилацетата. Отлов млекопитающих проводили одновременно на всех участках в течение бесснежного периода разными орудиями лова в линейном варианте. Для каждого исследуемого участка отобрано по два–шесть образцов насекомых и по три–пять образцов млекопитающих (тушки без желудочно-кишечного тракта). Проанализировано 85 образцов, в том числе 15 образцов растений, 30 – насекомых, 40 – млекопитающих.

Образцы высушивали в сушильном шкафу при температуре 70 °С до получения воздушно-сухой массы. Дальнейший процесс пробоподготовки подробно описан в работе [10]. Пробы растительности и тканей животных анализировались в виде таблеток диаметром 1 см и массой 30 мг. Элементный состав биосубстратов исследован методом рентгенофлуоресцентного анализа с использованием синхротронного излучения (РФА СИ) на станции элементного анализа Института ядерной физики им. Г. И. Будкера СО РАН (ВЭПП-3, Новосибирск) [11]. Спектры образцов снимали при энергии возбуждения 21 кэВ. Количественный элементный состав определяли методом внешнего стандарта (стандартом служил российский стандарт злаковой травосмеси СО РМ 1 ГСО 8242–2003 как наиболее близкий к определяемым образцам).

Использованы пакеты программ Microsoft Excel и Statistica 6.0.

В пробах представлены не все исследованные элементы, поэтому в кластерный анализ образцов фоновой территории включены только 15 элементов, содержащихся в биологических образцах всех групп организмов (Fe, Ca, K, Ti, Mn, Sr, Zr, Rb, Cr, Ni, Zn, Cu, Pb, Br, Cd). При последующем анализе в качестве приоритетных загрязнителей рассмотрены химические элементы, содержание которых на загрязненных территориях превышало их фоновые значения. Для этих элементов (Cr, Zn, Cu, Pb, Br, Cd, Rb) проведен сравнительный кластерный анализ трофической структуры для фоновых и загрязненных условий.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Накопление элементов в живых организмах на фоновой территории

В табл. 1, 2 приведены данные по концентрациям исследованных химических элементов в природных объектах различных трофических уровней в фоновых условиях и при химическом загрязнении среды, а также кларковые концентрации элементов в почве по В. В. Иванову [12].

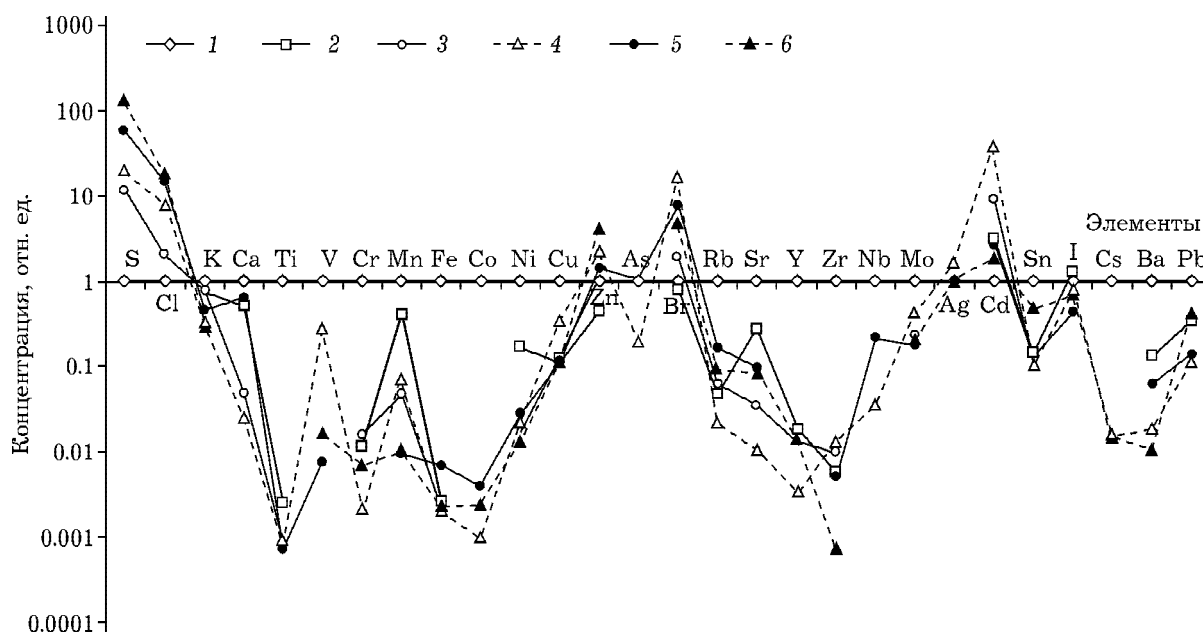


Рис. 1. Соотношение концентраций химических элементов в организмах различной трофической принадлежности по отношению к их кларковым данным: 1 – кларк, 2 – шиповник (листья), 3 – пилильщик (личинки), 4 – жужелица (имаго), 5 – рыжая полевка, 6 – средняя бурозубка.

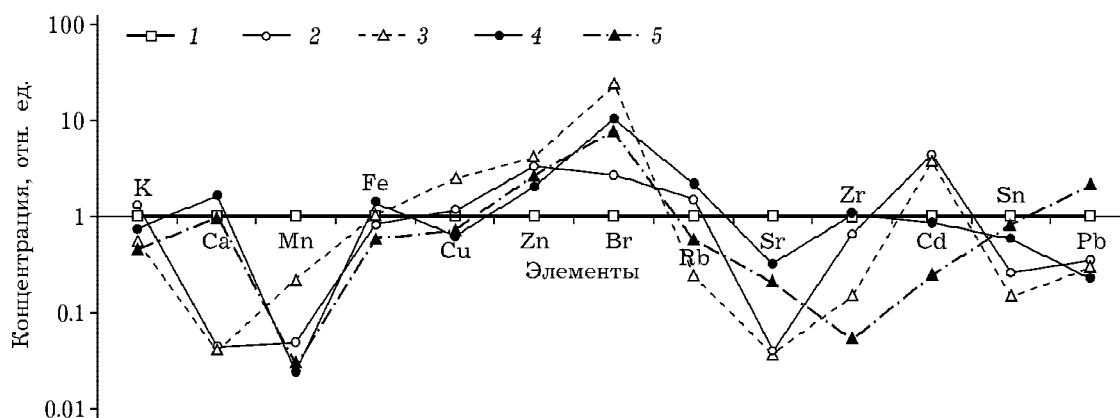


Рис. 2. Данные по концентрациям химических элементов в организмах различной трофической принадлежности и в растительных образцах: 1 – шиповник (листья), 2 – пилильщик (личинки), 3 – жужелица (имаго), 4 – рыжая полевка, 5 – средняя бурозубка

Специфика активного взаимодействия живых организмов с геохимической средой проявляется в их способности накапливать химические элементы в больших или меньших количествах по сравнению с косными и биокосными компонентами биогеоценоза. Независимо от трофической принадлежности изученных модельных видов концентрационная функция, выраженная в повышенных по сравнению с кларками значениях, отмечена для S, K, Br и типичных металлов Zn и Cd. По отношению к другим элементам живые организмы выступают в качестве геохимических барьеров, поэтому содержание большинства химических элементов в живых организмах ниже их кларковых значений (рис. 1).

Сравнительный анализ данных по содержанию химических элементов и их кларкового уровня в полной мере не отражает геохимическую специфику сообщества живых организмов, обитающих на конкретных исследованных территориях. В качестве основы биогенного обмена мы рассматривали растения, которые, будучи первичными продуцентами, непосредственно взаимодействуют с косными и биокосными компонентами биоценоза и поэтому отражают биогеохимическую специфику конкретных фоновых и загрязненных участков.

Большинство беспозвоночных и позвоночных хищников являются полифагами, поэтому при существующей сложной системе трофических отношений в природных системах невозможно выделить однозначные трофические цепи. В связи с этим мы вынуждены рассматривать отдельные трофические уровни,

представленные модельными видами продуцентов, фитофагов и плотоядных.

Роль исследованных трофических уровней в концентрировании или дискриминации химических элементов можно установить путем сравнительного анализа их концентраций в различных организмах и в первичных продуцентах. По сравнению с растительностью отмечено концентрирование таких элементов, как Fe, Cu, Zn, Br, Rb, Zr, Cd. Другие элементы (Ca, Mn, Sr, Pb) дискриминируются и накапливаются в животных-фитофагах и плотоядных в меньших количествах (рис. 2).

Накопление элементов в живых организмах на загрязненных территориях

Участие живых организмов в биогенных циклах может быть охарактеризовано спектром концентраций химических элементов. Для оценки своеобразия биоаккумуляции организмами различных трофических групп на фоновой территории проведен кластерный анализ концентраций 15 исследованных химических элементов. В результате анализа выборки с незагрязненной территории в один кластер объединились беспозвоночные и позвоночные фитофаги (личинки пилильщика и рыжая полевка). В отдельные кластеры по концентрациям элементов в организме выделяются жужелицы и средние бурозубки (рис. 3).

Из полученных при анализе рассмотренного выше спектра химических элементов данных следует, что в нашем случае формирование биогенных циклов живыми организмами

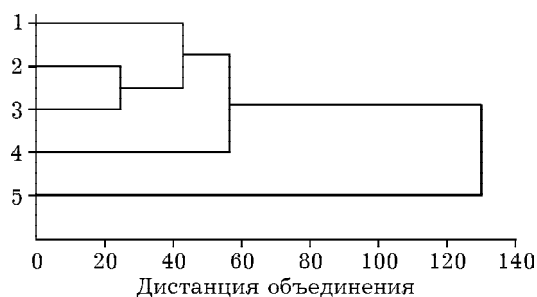


Рис. 3. Кластерный анализ концентраций 15 химических элементов в организмах животных различной трофической принадлежности: 1 – шиповник (листья), 2 – пилильщик (личинки), 3 – рыжая полевка, 4 – жужелица (имаго), 5 – средняя бурозубка.

ми определяется исключительно их принадлежностью к различным трофическим группам.

При загрязнении среды аэрогенными выбросами металлургических производств геохимическая специфичность импактных участков выражена повышенными концентрациями лишь нескольких элементов. Следовательно, вклад отдельных трофических уровней в общий биогеохимический обмен этих элементов в биоценозе будет различен. Для оценки подобных изменений проведен кластерный анализ концентраций на фоновых и загрязненных участках только тех химических элементов, которые выступают в нашем случае в качестве приоритетных загрязнителей среды (Cr, Cu, Zn, Rb, Zr, Cd, Pb).

В условиях, когда концентрации этих элементов не превышают фоновых значений, выделяется кластер, объединяющий растения и фитофагов независимо от их систематической принадлежности (личинки пилильщика, рыжие полевки). Самостоятельные кластеры формируют жужелицы и бурозубки (рис. 4, а), что соответствует отмеченной выше общей закономерности (см. рис. 3). Иная картина имеет место для условий интенсивного загрязнения: здесь выделяются кластеры беспозвоночных и млекопитающих независимо от их трофической принадлежности (см. рис. 4, б). С точки зрения концентрирования химических элементов в этом случае имеет значение таксономическая принадлежность животных.

Отмеченная смена кластерной структуры отражает ряд разнонаправленных процессов в сообществе живых организмов. Речь идет о прямом токсическом действии металлов, в результате чего из пищевых рационов могут

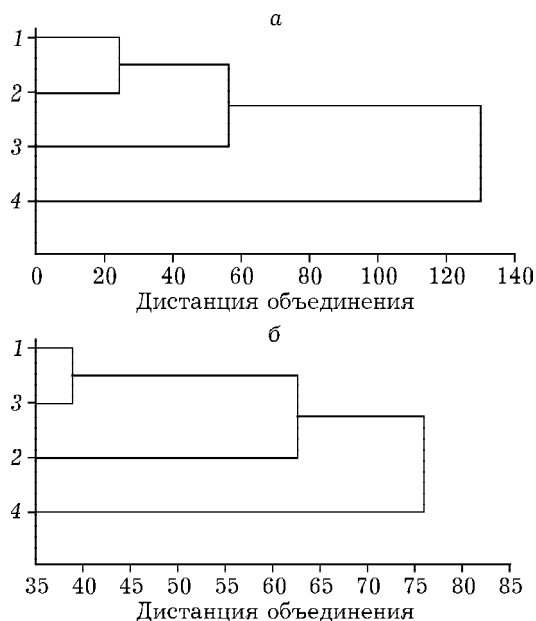


Рис. 4. Кластерный анализ концентраций химических элементов-загрязнителей (Cr, Cu, Zn, Rb, Zr, Cd, Pb) окружающей среды для фоновых (а) и загрязненных территорий (б): 1 – пилильщик (личинки), 2 – рыжая полевка, 3 – жужелица (имаго), 4 – средняя бурозубка.

исчезнуть наиболее чувствительные группы организмов. С другой стороны, возможно увеличение концентраций химических элементов в организмах некоторых видов. Подобная смена видового и элементного состава пищевых рационов в условиях загрязнения среды отмечена рядом авторов. В зонах выбросов Среднеуральского медеплавильного завода показано кардинальное изменение состава луговой растительности [13, 14]; в тех же условиях изменяются обилие и видовой состав беспозвоночных-хортобионтов [15]. Аналогичные данные по смене в градиенте химического загрязнения состава беспозвоночных приведены авторами [16–18 и др.]. Имеются данные о смене видового состава пищевых рационов в градиенте химического загрязнения у птиц-дуплогнездников [18] и мелких млекопитающих [8].

Возможно, обменные процессы, включающие поступление, депонирование и выведение химических элементов, протекают у беспозвоночных и теплокровных животных с разной интенсивностью.

Необходимо отметить также тот важный факт, что дистанция Махаланобиса (дистанция объединения), отражающая сходство концентраций химических элементов для различных объектов, на загрязненных участках су-

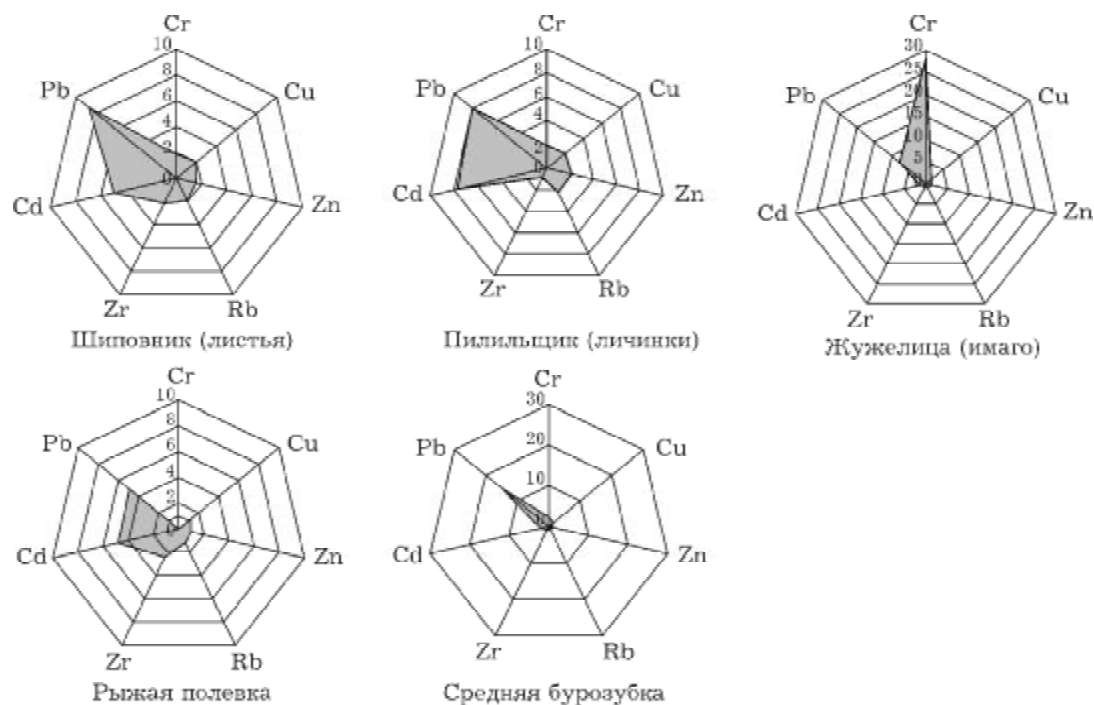


Рис. 5. Кратность увеличения концентраций химических элементов на наиболее загрязненных участках по сравнению с фоновыми данными.

щественно меньше того же показателя для фоновых условий (см. рис. 4, а, дистанция объединения 75 и 135 отн. ед. соответственно). Это свидетельствует о том, что при интенсивном химическом загрязнении среды концентрации химических элементов различаются для рассмотренных видов животных в меньшей степени, чем в случае незагрязненной территории.

Кластерный анализ дает некоторую интегральную оценку сходства химического состава разных групп живых организмов. Между тем в силу специфики минерального обмена каждый элемент может накапливаться в различных количествах, что определяется как отношение концентраций на загрязненном и фоновом участках (коэффициент концентрирования). На рис. 5 представлена кратность увеличения концентраций исследованных нами приоритетных загрязнителей. Видно, что у животных-фитофагов (личинки пилильщика, рыжая полевка) концентрации элементов Pb, Cd, Zn, Cu, Rb, Zr, Cr увеличиваются практически одинаково (в 2–8 раз). У хищных видов (жужелицы, средняя

бурозубка) 10–30-кратное увеличение отмечено лишь для Pb и Cr.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, на фоновых территориях распределение концентраций химических элементов в живых организмах определяется их положением в трофической структуре природных биоценозов, при этом выделяются группы первичных продуцентов, фитофагов и плотоядных видов. При загрязнении среды картина распределения концентраций химических элементов иная и, по-видимому, определяется спецификой минерального обмена и принадлежностью видов к различным таксономическим группам. При этом отличия в концентрациях химических элементов в организмах различных видов на загрязненных территориях менее выражены.

Работа выполнена при финансовой поддержке программы развития ведущих научных школ (НШ-3260.2010.4) и научно-образовательных центров (контракт 02.740.11.0279), РФФИ (грант 10-04-00146-а).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- 1 Вернадский В. И. Избр. соч., т. 5. М.: Изд-во АН СССР, 1960. 422 С.
- 2 Виноградов А. П. // Геохимия. 1963. Т. 2. С. 199.
- 3 Ковальский В. В. Геохимическая среда и жизнь. М.: Наука, 1982. 78 с.
- 4 Ермаков В. В., Тютиков С. Ф. Геохимическая экология животных. М.: Наука, 2008. 314 с.
- 5 Покаржевский А. Д. Геохимическая экология наземных животных. М.: Наука, 1985. 298 с.
- 6 Криволицкий Д. А., Усачев В. Л., Рябцев И. А., Тарасов О. В. // Журн. общ. биол. 1989. Т. 50, № 5. С. 595.
- 7 Лебедева Н. В. Экотоксикология и биогеохимия географических популяций птиц. М.: Наука, 1999. 199 с.
- 8 Безель В. С., Куценогий К. П., Мухачева С. В., Савченко Т. И., Чанкина О. В. // Химия уст. разв. 2007. Т. 15, № 1. С. 33.
- 9 Мухачева С. В., Лукьянов О. А. // Экология. 1997. № 1. С. 34.
- 10 Koutzenogii K., Savchenko T., Chankina O., Kovalskaya G., Osipova L., Bgatov A. // J. Trace and Microprobe Techniques. 2003. Vol. 21, No. 2. P. 311.
- 11 Baryshev V. B., Kulipanov G. N., Skrinky A. N. // Nucl. Instr. Meth. 1986. A 246. P. 739.
- 12 Иванов В. В. Экологическая геохимия элементов. М.: Недра, 1994. 304 с.
- 13 Хантимирова Е. В. К характеристике смен растительности импактной зоны СУМЗа // Мат. всеросс. науч.-практ. конф. "Экология промышленного региона и экологическое образование" (30 ноября – 1 декабря 2004 г.). Нижний Тагил, 2004. С. 106–110.
- 14 Безель В. С., Жуйкова Т. В. // Экология. 2007. № 4. С. 1–9.
- 15 Нестерков А. В., Воробейчик Е. Л. // Экология. 2009. № 4. С. 303–313.
- 16 Brändle M., Amarell U., Auge H., Klotz S., Brandl. // Biodiv. Conserv. 2001. Vol. 10. P. 1497–1511.
- 17 Zvereva E. L., Kozlov M. V. // Oikos. 2006. Vol. 115. P. 413–426.
- 18 Бельский Е. А., Бельская Е. А. // Экология. № 5. P. 363–371.