

АКАДЕМИЯ НАУК СССР

ЭКОЛОГИЯ

№ 2

ОТДЕЛЬНЫЙ ОТТИСК

1990

УДК 599 : 504.74.059

ИЗУЧЕНИЕ ПОПУЛЯЦИЙ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Л. Е. Лукьянова, О. А. Пястолова, О. А. Лукьянов, Н. В. Михеевич

Обсуждается влияние техногенных факторов на сообщества и популяции мелких млекопитающих таежной зоны Среднего Урала. Суммарное обилие мелких млекопитающих на техногенных территориях существенно снижено, а выровненность видового состава более выражена по сравнению с фоновой территорией. Найдено изменение основных популяционных характеристик доминирующего вида — рыжей полевки — в градиенте техногенных факторов. С увеличением техногенной нагрузки наблюдали снижение численности животных, увеличение популяционного воспроизводства и преобразование пространственного размещения полевок к резко агрегированному типу. Определена степень накопления цинка, меди, кадмия в печени перезимовавших особей рыжей полевки и средней бурозубки.

Прогрессирующее воздействие техногенных факторов на природные популяции животных и растений требует детального экологического анализа последствий влияния этих факторов. Мелкие млекопитающие, являющиеся консументами первого и второго порядков, играют существенную роль в функционировании природных экосистем. Поэтому любые негативные техногенные воздействия на их популяции могут приводить к значительным нарушениям в функционировании наземных экосистем.

Большинство исследований по оценке техногенного воздействия на мелких млекопитающих посвящено изучению накопления различных загрязнителей на организменном уровне (Литвинчук, 1984; Smith,

Rongstad, 1982; Wren, 1986; Blus et al., 1987; Włostowski, 1987). Лишь отдельные работы выполнены на популяционном и ценотическом уровнях (Катаев, 1984; Игнатова, 1986; Безель, 1987; Христов, Стоянов, 1977). Однако такие популяционные и ценотические характеристики мелких млекопитающих, как обилие, показатели популяционного воспроизводства, пространственного размещения, видового разнообразия с одновременным исследованием накопления загрязнителей на организменном уровне, изучены крайне недостаточно, что и составило цель настоящей работы.

Исследования проводили в таежной зоне Среднего Урала на территориях, подверженных воздействию предприятий медеплавильного производства. Классификация этих территорий по величине совокупной антропогенной нагрузки, выражющейся в степени деградации фитоценозов, загрязнения почвы и атмосферного воздуха промышленными выбросами, проведена А. К. Махневым и С. А. Мамаевым (1979). Для наших целей были выделены две зоны: техногенная и контрольная.

Техногенная зона расположена от источника загрязнения на расстоянии от 0,5 до 15 км. Вблизи источника (0,5—2 км) естественная растительность практически отсутствует. Небольшими куртинами произрастают сорные растения: пырей ползучий, мать-и-мачеха, латук дикий, лапчатка прямостоячая, вейник наземный, лапчатка гусиная, паслен черный, кипрей узколистный, хвощ полевой и некоторые другие нетипичные для естественных лесных ценозов виды растений. Встречаются угнетенные деревья бересклета бородавчатой и осины. По мере удаления от центра выбросов поллютантов наблюдается относительная стабилизация структуры лесных ценозов, где в качестве главных выступают широкораспространенные породы (береск, осина) с подлеском из ивы козьей, розы иглистой, черемухи, рябины. В 10—15 км от источника загрязненные лесные сообщества характеризуются типичной для данного региона структурой, хотя на отдельных участках наблюдаются симптомы хронического поражения растений: частичное усыхание пород, изреживание крон.

В качестве контрольной зоны (региональный фон) выбрана территория заповедника, расположенного на расстоянии не менее 20 км от источника техногенного воздействия.

Отлов мелких млекопитающих осуществлялся методом ловушко-линий с июня по сентябрь 1987 г. От 50 до 350 ловушек выставляли в линию с интервалом 8—10 м на срок от пяти до десяти суток. Каждая ловушка имела порядковый номер, что позволяло регистрировать и картировать места поимок животных и служило основой для дальнейшего количественного анализа пространственных характеристик населения мелких млекопитающих: типа пространственного размещения, индекса агрегированности (указывающего на долю обследованной территории, занятой скоплениями животных), размеров скоплений и обилия животных в них. Для количественной оценки этих показателей использовали методы статистического анализа пространственной структуры организмов (Грейг-Смит, 1967; Василевич, 1969; Смурров, 1975; Лукьяннов, Садыков, 1983). За период исследования обработано 16140 ловушко-суток (из них 8740 — в техногенной зоне и 7400 — на фоновой территории) и отловлено 711 особей двенадцати видов грызунов и насекомоядных.

Проводили стандартный морфофункциональный анализ отловленных животных (Шварц и др., 1968). Степень участия в размножении различных половозрастных групп оценивали по следующим показателям: состояние генеративных органов, количество плацентарных пятен, число желтых тел беременности, число эмбрионов в матке у самок; вес и размеры семенников и семенных пузырьков, наличие сперматозоидов в придатках семенников у самцов. По состоянию репродуктивных органов всех отловленных животных делили на три группы: перезимовавшие особи, сеголетки размножающиеся и сеголетки неразмножающиеся.

Определение концентрации тяжелых металлов (цинк, медь, кадмий) в печени перезимовавших особей рыжей полевки и средней бурозубки проводили в растворах, полученных после минерализации сухого органа смесью азотной и хлорной кислот (осч) на атомно-абсорбционном анализаторе «Спектр-4А-1» в пламени «иропан — воздух» по резонансным аналитическим линиям (Хавезов, Цалев, 1983).

В техногенной зоне и на фоновой территории были изучены видовой состав мелких млекопитающих, долевое участие видов и их относительное обилие (табл. 1). Число видов, населяющих сравниваемые территории, практически не отличалось (в контроле — 9, в техногенной зоне — 10), но список видов различался. Показатель сходства видового списка по Серенсену (Одум, 1975) между данными территориями составлял¹ 0,74. Различия в видовом составе обусловлены в первую оче-

¹ $S = 2C/(A+B)$, где A — число видов в пробе A ; B — число видов в пробе B ; C — число видов, общих для обеих проб.

рель исчезновением на техногенных территориях одного из типичных обитателей хвойных коренных лесов — красно-серой полевки — вследствие деградации ее основных местообитаний и появлением двух типичных представителей антропогенного ландшафта — полевой мыши и обыкновенной полевки. Судя по долевому участию в общем улове, абсолютным доминантом среди видов на изучаемых территориях была рыжая полевка, но ее роль в сообществе мелких млекопитающих техногенной зоны значительно ниже ($p=0,468$), чем в заповедной ($p=0,696$), что связано с антропогенной трансформацией темнохвойных лесов, приводящей к уменьшению доли местообитаний, пригодных для данного вида, и к возрастанию доли местообитаний видов-приверженцев антропогенного ландшафта. В результате этого выровненность (e)² долевого участия видов по Пиелу (Одум, 1975) на техногенной территории существенно выше ($e=0,772$), чем на фоновой ($e=0,468$).

Таблица 1
Видовой состав мелких млекопитающих и число отловленных особей (N_i)
в техногенной зоне (A) и в контроле (B)

Вид	Зона			
	A		B	
	N_i	P_i	N_i	P_i
Рыжая полевка (<i>Clethrionomys glareolus</i>)	66	0,468	397	0,696
Красная полевка (<i>Cl. rutilus</i>)	15	0,106	5	0,009
Красно-серая полевка (<i>Cl. rufocanarius</i>)	0	0,000	24	0,042
Обыкновенная полевка (<i>Microtus arvalis</i>)	8	0,057	0	0,000
Полевка-экономка (<i>M. oeconomus</i>)	0	0,000	5	0,009
Лесная мышовка (<i>Sicista betulina</i>)	6	0,043	1	0,002
Полевая мышь (<i>Apodemus agrarius</i>)	10	0,071	0	0,000
Лесная мышь (<i>A. sylvaticus</i>)	1	0,007	1	0,002
Средняя бурозубка (<i>Sorex caecutiens</i>)	17	0,120	74	0,130
Обыкновенная бурозубка (<i>S. araneus</i>)	6	0,043	59	0,103
Малая бурозубка (<i>S. minutus</i>)	7	0,050	4	0,007
Водяная кутюра (<i>Neomys fodiens</i>)	5	0,035	0	0,000
Σ	141	1,000	570	1,000

Примечание: $P_i = N_i / \sum_{i=1}^n N_i$.

Суммарное относительное обилие мелких млекопитающих, выраженное в числе особей, отловленных на 100 ловушко-суток, в техногенной зоне значительно меньше (1,61), чем на фоне (7,70), что связано с более низкой емкостью местообитаний техногенной зоны, обусловленной преобразованием коренных биотопов мелких млекопитающих.

На примере доминирующего вида мелких млекопитающих — рыжей полевки — рассмотрим изменение основных популяционных параметров в градиенте техногенных факторов.

Один из важнейших показателей состояния природных популяций животных — обилие — является интегральным, отражающим, с одной стороны, степень сбалансированности процессов рождаемости, смерт-

² $e = (1/\ln S) \sum_{i=1}^n P_i \cdot \ln P_i$, где e — показатель выровненности, P_i — доля i -го вида ($i = 1, \dots, n$) в общей численности, S — общее число видов.

ности, миграции в популяциях, с другой — указывающим на емкость и пригодность местообитаний для данного вида животных.

Для количественной оценки изменения численности животных по градиенту антропогенного фактора предлагаем простую математическую модель явления. Примем, что относительная непригодность местообитаний P_x , которая изменяется от 0 до 1, для данной группы животных обратно пропорциональна расстоянию x от источника техногенного воздействия:

$$P_x = \alpha (1/x), \quad (1)$$

где α — коэффициент пропорциональности, показывающий, на какое значение изменяется величина P_x при изменении значения величины $1/x$ на единицу. Чем больше значение α , тем сильнее влияние антропогенного фактора на величину непригодности местообитаний. В данном случае α показывает, до какого расстояния от источника воздействия $P_x=1$, т. е. местообитания полностью непригодны для животных. Размерность данного коэффициента аналогична размерности величины x .

Под относительной непригодностью местообитаний для животных P будем рассматривать совокупность негативных явлений, препятствующих существованию животных в характеризуемых местообитаниях, которые включают в себя как прямое (ограничение рождаемости животных, возрастание их гибели), так и косвенное (разрушение мест обитания) воздействие на популяцию. Величиной, дополняющей относительную непригодность местообитаний до единицы, является относительная пригодность: $q_x=1-P_x$. Обозначая численность животных в популяции, не находящихся в условиях антропогенного пресса, N_∞ (численность до влияния неблагоприятного фактора) и умножая ее на величину q_x , получаем выражение связи численности популяций N_x на расстоянии x от источника воздействия с этим расстоянием, исходной (фоновой) численностью животных N_∞ и коэффициентом «жесткости» антропогенного фактора α :

$$N_x = N_\infty (1 - P_x) = N_\infty - N_\infty \alpha (1/x) = N_\infty - \beta (1/x), \quad (2)$$

где $\beta = N_\infty \cdot \alpha$. Это уравнение гиперболы, имеющей асимптотой ($y=N_\infty$) прямую, параллельную оси x , относится к классу квазилинейных регрессий, для оценки параметров которых используется метод наименьших квадратов (Ферстер, Ренц, 1983).

В случае, если влияние антропогенного фактора на численность животных существенно, имеет место отрицательная связь между величинами N_x и $1/x$, которую можно выразить коэффициентом корреляции r . Если эта связь отсутствует ($\beta=\alpha=0$), то коэффициент корреляции между N_x и $1/x$ стремится к нулю.

Применим разработанную процедуру для анализа количественного изменения численности рыжей полевки и суммарной численности мелких млекопитающих по градиенту техногенного фактора.

В качестве показателя численности мы использовали относительное обилие животных на 100 ловушко-суток, рассчитанное по первым четырем суткам отлова. Численность животных мы оценивали на различном удалении от источника антропогенного воздействия на двадцатрехкилометровой трансекте дважды в течение летнего полевого сезона 1987 г. (рис. 1).

В июне — начале июля наблюдалось увеличение относительного обилия N_x рыжей полевки с увеличением расстояния от источника воздействия x (см. рис. 1); $N_x=2,8-4,2 \cdot (1/x)$, коэффициент корреляции между N_x и $1/x$ равен $-0,5$ и достоверно отличается от нуля ($p=0,05$). Фоновое обилие N_∞ рыжей полевки составило $2,8 \pm 0,8$ ос./100 лов.-сут. Расстояние от источника, на котором относительное обилие животных было равно нулю, $x_0=\alpha=1,5 \pm 0,76$ км. Таким образом, на протяжении

1,5 км от источника воздействия из-за значительного влияния совокупного антропогенного фактора (промышленные выбросы, рекреационная нагрузка) среда для обитания рыжей полевки была непригодной. Наиболее было рассчитано расстояние (x_{50} и x_{95}), на котором восстанавливается 50 и 95% численности животных по отношению к фону ($x_{50}=2 \cdot a$; $x_{95}=20 \cdot a$). Эти оценки составили $x_{50}=3,0$ км и $x_{95}=30,2$ км.

Аналогичная картина отмечена для суммарного обилия всех видов мелких грызунов (рис. 1, б). Их обилие возрастало с увеличением расстояния от источника промышленных выбросов: $N_x=3,4-4,9 \cdot (1/x)$. Коэффициент корреляции между N_x и $1/x$ отрицателен ($r=-0,58$) и достоверно отличается от нуля ($p<0,05$). Фоновое обилие было равно 3,4 ос./100 лов.-сут. Зона непригодных мест обитания распространялась на расстоянии $x_0=1,45 \pm 0,59$ км. Расстояние, на котором численность

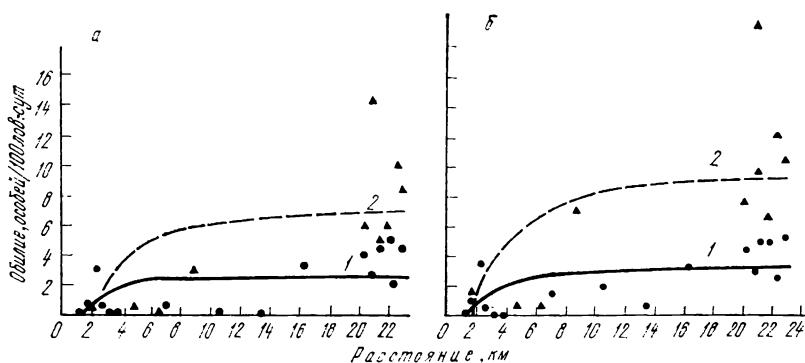


Рис. 1. Изменение обилия рыжей полевки (а) и суммарного обилия мелких млекопитающих (б) в зависимости от расстояния до источника техногенного воздействия:
1 — июнь–июль 1987 г.; 2 — август 1987 г.

животных восстанавливалась на 50 и 95%, составило: $x_{50}=2,9$ и $x_{95}=29,0$ км.

Значительный разброс эмпирических значений индекса обилия вокруг теоретических кривых объясняется крайне неравномерным размещением животных в пространстве.

В августе численность рыжей полевки увеличилась (рис. 1), но характер изменения относительного обилия животных в зависимости от расстояния остался прежним. Коэффициент корреляции между N_x и $1/x$ отрицателен: $r=-0,59$ ($p<0,1$). Изменение численности описывается уравнением $N_x=7,6-16,9 \cdot (1/x)$. Обилие рыжей полевки на фоновой территории составило: $N_\infty=7,6 \pm 1,7$ ос./100 лов.-сут., т. е. по сравнению с первым периодом асимптотическая численность увеличилась в 2,8 раза. Зона непригодных местообитаний распространялась на расстояние $x_0=2,2 \pm 1,2$ км от источника, а x_{50} и x_{95} равнялись 4,4 и 44,2 км соответственно.

Рассмотрим кратность подъема численности рыжей полевки с июня — начала июля до августа на расстоянии 3 км от источника воздействия по сравнению с фоном, который в эти периоды оценивается асимптотическими численностями. В уравнение для этих периодов подставляем $x=3$ км и получаем оценки обилия для июня — июля ($N_3=1,38$) и для августа ($N_3=2$). Таким образом, на расстоянии 3 км от источника воздействия приблизительно за месяц численность рыжей полевки возросла в 1,45 раза, тогда как фоновое обилие за этот период возросло в $7,6/2,8=2,7$ раза, что свидетельствует о более благоприятных условиях для воспроизведения животных при отсутствии влияния антропогенных факторов.

Аналогичная картина наблюдалась в августе для суммарного обилия всех видов мелких грызунов (см. рис. 1, б). Коэффициент корреляции между обилием N_x и величиной, обратной расстоянию ($1/x$), был отрицательным: $r = -0,58$ ($p < 0,1$). Изменение численности животных в зависимости от расстояния до источника описывалось уравнением $N_x = 10,3 - 20,8 \cdot (1/x)$. Фоновое суммарное обилие составило $N_\infty = 10,3 \pm 2,1$. Радиус зоны непригодных местообитаний был равен $a = x_0 = 2,0 \pm 1,1$ км. Расстояние, на котором численность восстанавливалась на 50 и 95 %, составило $x_{50} = 4,1$ и $x_{95} = 40,6$ км.

Кратность возрастания численности всех видов грызунов за месяц на трехкилометровом расстоянии от источника выбросов составила 1,9 раза, а вне зоны — 3,0 раза, что еще раз подчеркивает негативное влияние источника антропогенного воздействия на воспроизведение популяций мелких млекопитающих.

Анализ пространственной структуры рыжей полевки в исследуемых зонах выявил следующие различия. На территории, подверженной промышленному воздействию, сокращалась площадь, занятая агрегациями животных. Так, если в июне на фоновой территории под скопления рыжей полевки приходилось 27 % обследованной территории, то в этот же период вблизи источника загрязнений животные обитали лишь на 3 % территории. Сократилось количество агрегаций, приходящихся на 1 км ловушечной трансекты: на фоновой территории — 11,1 агрегаций, на техногенной — лишь 2,3 агрегации. Уменьшился диаметр агрегаций животных с 31,1 на фоне до 18,2 м на загрязненной территории. Постоянным оставался лишь один популяционный показатель — относительное обилие животных в скоплениях. На фоновой территории за 10 суток он составил 119 особей на 100 ловушек, а на техногенной территории — 120 особей на 100 ловушек.

Таким образом, как изменение численности животных, так и преобразование их пространственной структуры связаны в первую очередь с нарушением основных мест обитания грызунов. С другой стороны, нельзя отрицать негативного влияния на животных токсических агентов техногенных зон (Безель, 1987), которые могут препятствовать восстановлению численности животных до нормального уровня.

Таблица 2

Характеристика демографических показателей рыжей полевки
техногенной и фоновой территорий: соотношение полов (доля самок)
для трех возрастных групп (перезимовавших — I_1 , половозрелых сеголеток — I_2 ,
неполовозрелых сеголеток — I_3) и показателей реального P_1
и потенциального P_2 воспроизводства

Территория	I_1	I_2	I_3	P_1	P_2
Техногенная ($n=47$)	0,42	0,33	0,50	1,58	3,06
Фоновая ($n=98$) . .	0,24	0,29	0,55	1,00	1,71

Структура популяций животных отражает два основных процесса — размножение и смертность. Одним из показателей общего воспроизведения популяции является соотношение полов. Можно предполагать, что на территориях, подверженных техногенному воздействию, доля самок в популяции вследствие эффекта компенсации повышенной антропогенной нагрузки будет выше, чем на фоновой. В табл. 2 приведены оценки соотношения полов (отношение самок к общему числу особей в выборке, полученные за первые семь суток отлова) для каждой возрастной группы в период интенсивного воспроизведения популяции. Предсказанная нами тенденция наблюдалась для половозрелого ядра популяции: перезимовавших особей и половозрелых сеголеток.

Интенсивность воспроизведения популяций рыжей полевки в исследуемых районах мы оценили при помощи показателей³ реального P_1 (число реально воспроизведенных потомков на особь популяции) и потенциального P_2 (потенциальное число воспроизведенных потомков на особь популяции при условии, если все самки участвуют в размножении и их плодовитость максимальна) воспроизведения популяции, которые по смыслу близки к показателям, предложенным И. Г. Емельяновым и О. А. Михалевичем (1988). Используемые нами показатели отражают суть процесса воспроизведения в популяции и включают в себя частные показатели популяционного воспроизведения (плодовитость, соотношение полов, долю половозрелых самок среди общего числа самок популяции). Показатели воспроизведения для рыжей полевки оказались более высокими на техногенной территории (см. табл. 2), что в первую очередь связано с большей плодовитостью са-

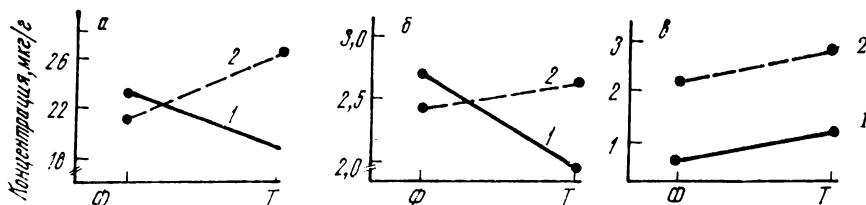


Рис. 2. Содержание цинка (а), меди (б), кадмия (в) в печени перезимовавших особей рыжей полевки (1) и средней бурозубки (2) на техногенной (Т) и фоновой (Ф) территориях.

мок, их более высоким процентом и участием в размножении по сравнению с полевками фоновой территории.

Отмеченные факты можно объяснить эффектом компенсации повышенной смертности полевок в техногенных зонах, проявляющимся в более интенсивном воспроизведстве популяции. Судя по существенному превышению показателя потенциального воспроизведения (см. табл. 2) как на фоновой, так и на техногенной территории для населения рыжей полевки характерны плотностно зависимые механизмы регуляции численности, конкретно преломляющиеся через емкость местообитаний сравниваемых территорий.

Для оценки уровня воздействия выбросов медеплавильного производства на мелких млекопитающих проанализировано содержание цинка, меди и кадмия в печени животных, являющейся в организме главным депо для меди, большей части цинка и значительных количеств кадмия (Москалев, 1985).

Для исследования характера накопления перезимовавшими особями рыжей полевки и средней бурозубки тяжелых металлов на техногенной и фоновой территориях использовали двухфакторный дисперсионный анализ с постоянными эффектами. Изучали влияние на накопление элементов в печени животных сравниваемых территорий (фактор A), видов (фактор B) и их взаимодействия ($A \times B$), отражающего специфику реакции исследуемых видов на загрязнение. Найдены достоверные различия по содержанию кадмия между видами (рис. 2в): в печени бурозубок его было больше, чем у полевок ($F_B (1; 48) = 16,16$; $p < 0,005$). Различалось содержание кадмия у животных и по зонам: достоверно выше оно было в печени полевок и бурозубок на техногенной территории ($F_A (1; 48) = 10,02$; $p < 0,005$). Найдены различия и в

³ $P_1 = \bar{x} \cdot n / N$, где \bar{x} — средняя плодовитость самок, n — число размножающихся самок, N — общее число животных в выборке; $P_2 = x_{\max} \cdot m / N$, где x_{\max} — максимальная плодовитость самок, m — общее число самок в выборке, N — общее число животных в выборке.

реакции изучаемых видов на кадмий: содержание этого элемента в печени полевок на загрязненной территории было выше в 2,1 раза по сравнению с фоном, а у бурозубок — в 1,3 раза (F_{AB} (1; 48) = 4,47; $p < 0,05$).

Иной характер накопления выявлен для цинка и меди. Различия получены лишь в реакции исследуемых видов животных на эти элементы: для цинка — F_{AB} (1; 48) = 10,1 при $p < 0,05$, для меди F_{AB} (1; 48) = 2,55 при $p < 0,15$. Концентрация цинка и меди в печени у бурозубок была выше на техногенной территории, у полевок, напротив, на фоновой территории (рис. 2, а, б).

Таким образом, выявлен различный характер накопления цинка, меди и кадмия в печени рыжих полевок и средних бурозубок. Более высокое содержание кадмия в печени бурозубок объясняется, по-видимому, особенностями питания насекомоядных животных, поскольку кадмий в значительном количестве накапливается в хитине насекомых (Wren, 1986; Hunter et al., 1987). Высокая концентрация цинка и меди в печени полевок фоновой территории может быть связана с особенностями обмена этих металлов в организме животных. Избыточное содержание цинка, например, может угнетать всасывание меди, а высокое содержание кадмия влияет на всасывание цинка (Москалев, 1985). Подобные результаты по содержанию цинка и меди в печени рыжих полевок, обитающих на загрязненных техногенными отходами территориях, получены Т. Влостовским (Wlostowski, 1987).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Экологический анализ популяционных и ценотических параметров мелких млекопитающих техногенных зон позволяет заключить, что наиболее чувствительными к неблагоприятным воздействиям антропогенного характера являются такие показатели, как видовой состав населения животных, обилие, пространственная структура популяции, популяционные показатели воспроизводства.

В результате совокупной антропогенной нагрузки (техногенное воздействие, рекреация) уменьшается доля местообитаний, пригодных для мелких млекопитающих, в результате чего видовой состав животных техногенных зон меняется. Деградация основных местообитаний рыжей полевки приводит к резкому снижению ее численности и преобразованию пространственной структуры популяции. Более высокие показатели популяционного воспроизводства, полученные для рыжей полевки техногенной территории по сравнению с животными фоновой территории, свидетельствуют о существовании компенсаторных механизмов, позволяющих животным существовать в неблагоприятных условиях.

Проведенные исследования выявили различия в характере накопления некоторых тяжелых металлов у рыжей полевки и средней бурозубки на техногенной и фоновой территориях.

Институт экологии растений и животных
УрО АН СССР

Поступила в редакцию
6 мая 1989 г.

ЛИТЕРАТУРА

- Безель В. С. Популяционные аспекты экологической токсикологии млекопитающих: — Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Свердловск, 1987. — 31 с.
- Василевич В. И. Статистические методы в геоботанике. — Л.: Наука, 1969. — 232 с.
- Грейг-Смит П. Количественная экология растений. — М.: Мир, 1967. — 359 с.
- Емельянов Н. Г., Михалевич О. А. Популяционные показатели интенсивности размножения у грызунов. — В кн.: Грызуны. М., 1988, т. 3, с. 77—78.
- Игнатова Н. К. Население мышевидных грызунов в зоне импактного техногенного воздействия. — В кн.: Организмы, популяции и сообщества в экстремальных условиях. М., 1986, с. 55—56.

- Катасев Г. Д. Мелкие млекопитающие — индикаторы антропогенного воздействия в условиях Кольского Севера. — В кн.: Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Пущино, 1984, с. 90—93.
- Литвинчук Н. К. Некоторые данные по накоплению тяжелых металлов в организме азиатской лесной мыши. — В кн.: Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Пущино, 1984, с. 117—118.
- Лукьянов О. А., Садиков О. Ф. Статистический анализ пространственной структуры. — В кн.: Методы исследования пространственной структуры популяций мелких млекопитающих в естественной среде и агроценозах. Свердловск, 1983, с. 9—24.
- Махнев А. К., Мамаев С. А. Итоги исследований по проблемам создания защитных и декоративных зеленых насаждений в условиях медеплавильных заводов на Урале. — В кн.: Проблемы создания защитных насаждений в условиях техногенных ландшафтов. Свердловск, 1979, с. 3—47.
- Москалев Ю. И. Минеральный обмен. — М.: Медицина, 1985. — 288 с.
- Одум Ю. Основы экологии. — М.: Мир, 1975. — 740 с.
- Смурров А. В. Новый тип статистического пространственного распределения и его применение в экологических исследованиях. — Зоол. журнал, 1975, 54, вып. 2, с. 283—289.
- Ферстер Э., Ренц В. Методы корреляционного и регрессионного анализа. — М.: Финансы и статистика, 1983. — 302 с.
- Хавезов И., Цалев Д. Атомно-абсорбционный анализ. — Л.: Химия, 1983. — 143 с.
- Шварц С. С., Смирнов В. С., Добринский Л. Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. — Свердловск: Уральский филиал АН СССР, 1968. — 387 с.
- Христов Л., Стоянов Д. Проучвания върху бозайници в района на медодобивния комбинат «Георги Дамянов» край Пирдоп. — Екология, 1977, № 3, с. 45—59.
- Blus L. J., Hennep C. J., Mulhern B. M. Concentrations of metals in mink and other mammals from Washington and Idaho. — Environ. Pollut., 1987, 44, N 4, p. 307—318.
- Hunter B. A., Johnson M. S., Thompson D. J. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. III. Small mammals. — J. Appl. Ecol., 1987, 24, N 2, p. 601—614.
- Smith G. J., Rongstad O. J. Small mammals heavy metals concentrations from mined and control sites. — Environ. Pollut., 1982, 28, p. 121—134.
- Wlostowski T. Heavy metals in the liver of *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780) and *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771) from forests contaminated with coal-industry fumes. — Ecol. pol., 1987, 35, N 1, s. 115—129.
- Wren Ch. D. Mammals as biological monitors of environmental metal levels. — Environ. Monit. and Assessment, 1986, 6, N 2, p. 127—144.