

Schwermetallgehalte bei Fleischfliegen und ihren Wirten in ausgewählten Habitaten Niederösterreichs und Südmährens

Marie BARTOŠOVÁ und Dalibor POVOLNÝ

1996–1998 wurden Schwermetallanalysen in dem „Beziehungsgefüge“ Boden – Pflanzen – Regenwürmer – Schnecken – Fleischfliegen in drei südmährischen und vier niederösterreichischen Habitaten durchgeführt, in denen in regelmäßigen Zeitintervallen Sammelproben entnommen wurden. Die Zielsetzung dieser Untersuchungen war die Bewertung der Schwermetallbelastung dieser Habitate im Rahmen anderer mehrjähriger ökotoxikologischer Untersuchungen in Mitteleuropa. 128 Boden-, 137 Pflanzen-, 307 Regenwurm-, 365 Schnecken- und 303 Fleischfliegenproben wurden chemisch analysiert. Die Bodenanalysen ergaben, daß die südmährischen Habitate mit Cd und Pb allgemein mehr belastet waren als die niederösterreichischen. Die minimale Pb-Belastung der niederösterreichischen Habitate erklärt sich wohl aus der Verwendung bleifreien Treibstoffs. Höhere Cu-Belastung wurde in intensiven Weinbaugebieten gefunden. Die höchsten Cd-Werte in den Schnecken und Fleischfliegen entsprachen etwa der Hälfte der Cd-Niveaus in den Regenwürmern. Die Zn- und Cu-Werte der Wirbellosen waren allgemein relativ niedrig. Der Pb-Gehalt in den Pflanzen betrug ein Vielfaches des Cd-Gehaltes. Dabei war entscheidend, wie weit die untersuchten Pflanzen von den Schwermetallquellen (Straßen) entfernt waren.

BARTOŠOVÁ M. & POVOLNÝ D., 1999: Heavy metal contents of flesh-flies and their hosts from selected habitats in Lower Austria and South Moravia.

Heavy metal analyses in the chain soil – plants – earthworms – snails – flesh-flies were performed in 1996–1998 in three habitats of South Moravia and four habitats of Lower Austria. Samples of all above groups were taken in regular intervals to shed light on the environmental heavy metal impact within the frame of long-term ecotoxicological investigations in Central Europe. The following numbers of samples were chemically analysed in individual groups: soil (128 samples), plants (137), earthworms (307), snails (365) and flesh-flies (303). The soil analyses show that South Moravian habitats generally suffered from Cd and Pb impact more than those of neighbouring Lower Austria. The low Pb impact on habitats in Lower Austria possibly results from the long-term use of lead-free fuel in traffic. Increased Cu values were found in the vicinity of vineyarding districts. Highest Cd values were generally found in earthworms, which are used as bioindicators of environmental heavy metal impact in ecotoxicology. Cd levels in snails and flesh-flies amounted to about half those in earthworms. Zn and Cu levels were comparatively low in invertebrates. Pb contents in plants were several times higher than Cd contents. In these cases the distance of the plant samples from heavy metal sources was decisive.

Keywords: heavy metal, soil, plants, earthworms, snails, flesh-flies, Sarcophagidae, Lower Austria, South Moravia, ecotoxicology.

Einleitung

Die Schwermetallquellen in Natur und Umwelt, ihre Mobilisierung und Wirkungen sind schon lange bekannt, und auch wir faßten diese Thematik früher bereits zusammen (z. B. PAVEL & POVOLNÝ 1994, BARTOŠOVÁ & POVOLNÝ 1997). Anhand der in diesen Arbeiten und auch in diesem Beitrag beschriebenen Methodik wurden die Grenzen der Erfäßbarkeit der einzelnen Schwermetalle in der biologisch aktiven Bodenschicht (bis 30 cm Tiefe) definiert. Da bekannt ist („Wegleitung“ 1987), daß die Schwermetall-Extraktion mittels 2 M HNO₃-Lösung (in siedendem Wasserbad) 60–80 % des Schwermetall-Gehaltes im Boden darstellt, bieten die entsprechend korrigierten Resultate ein brauchbares Bild der Schwermetall-Konzentrationen in verschiedenen Habitaten der Umwelt, wobei insbesondere ihre anthropogene Belastung abschätzbar ist.

Bei den Untersuchungen des Schwermetallgehaltes in den detritophagen Regenwürmern und phytophagen Schnecken sowie deren parasitoiden Fleischfliegen in Verbindung mit dem Schwermetallgehalt im Boden und in unterschiedlichen Pflanzenstrata stellte sich allerdings heraus, daß das Schicksal der Schwermetalle in diesen Nahrungsketten offenbar von einer Menge abhängig und unabhängig wirkender, biotischer wie abiotischer Faktoren beeinflusst wird. Während z. B. Pb relativ hohe Konzentrationen im Boden aufweisen kann, ist dessen Gehalt in der Biomasse niedriger und wird wiederum im Gewebe z. B. der Regenwürmer in relativ hohen Konzentrationen gespeichert, ähnlich wie Cu im Schneckenorganismus. In letzterem Fall spielt allerdings Cu eine wichtige Rolle als biogenes Element.

In der europäischen Literatur liegen bereits relativ weitreichende Angaben zu den trophischen Verkettungen mancher Schwermetalle (insbesondere des Cd und Hg) in terrestrischen Ökosystemen vor (z. B. in Finnland durch LODENIUS 1990). Auch unsere Untersuchungen zu dieser Thematik befassen sich mit Wirbellosen (BARTOŠOVÁ & POVOLNÝ 1997), wie überhaupt diesen Organismen bei diesen Fragestellungen vielfach eine bedeutende Rolle zukommt, kürzlich etwa im Rahmen eines NATO-Workshops in Moskau (EDWARDS et al. 1996, SPURGEON et al. 1996, BOUCHE et al. 1996). Insbesondere Regenwürmer wurden bei unterschiedlichen äußeren Gegebenheiten untersucht. Hierbei konnte nachgewiesen werden, daß ihr Schwinden vor allem mit erhöhten Pb-Werten sowie energetischen und strukturellen Änderungen in Zusammenhang steht. Auch die Dynamik der Bodenprozesse kann den Verlauf der potentiellen chemischen Bodeneinflüsse stark ändern. Weitere Bioindikatoren weisen auf solche Phänomene im Mikrokosmos der Ökosysteme hin. So entdeckten CARTER et al. (1983), daß sich in der Biomasse der Regenwürmer, verglichen mit hohen Schwermetall-Niveaus im kontaminierten Boden, niedrigere Cu- und Zn-Gehalte finden, woraus sie auf die mögliche Existenz von Regulationsmechanismen schlossen, über die Regenwürmer verfügen könnten. LINERES et al. (1985) wiesen nach, daß Cr, Ni, Pb und Zn, jedoch nicht Cd über Regenwurm-Sekrete ausgeschieden werden. BENGTTSSON et al. (1986) fanden, daß *Dendrobaena rubida* in Böden mit hohen pH-Werten die Pb- und Cu-Konzen-

trationen besser verkräftete als bei niedrigen pH-Werten. WEIGMANN (1991) zeigte, daß der Pb-Gehalt von Regenwürmern primär vom Bodentyp und erst sekundär von der Pb-Quelle abhängig ist. In Laboruntersuchungen ermittelten GESTEL et al. (1993) die Bodenwerte für Cd, Cr und Zn, bei denen die Reproduktion der Regenwürmer gehemmt wird (10 ppm für Cd, 100 ppm für Cr, 560 ppm für Zn). Die Pb-Konzentration im Regenwurmgewebe ist negativ mit der Ca-Konzentration und den pH-Werten im Boden korreliert. Allerdings scheinen die Verhältnisse in den Ökosystemen komplizierter zu sein als in den Laborversuchen (von denen hier nur wenige erwähnt sind), weil im Freiland offenbar komplexe und wenig bekannte Faktoren in diese Beziehungen eintreten.

Besonders STREIT (1992) befaßte sich eingehend mit den Beziehungen zwischen den Schwermetallen in normalen lufttrockenen Böden, mit deren pH-Wert und mit der Bindung des Cd an Proteine mit einer RMM (relative Molekülmasse) von 5 000–10 000, wobei bei Regenwürmern dem Metallothionein eine wichtige Rolle zukommt. Die Synthese dieser Proteine wird zum Teil durch Cd induziert. Dabei wurden die Schwermetall-Konzentrationen für Regenwürmer, Schnecken und Insekten (in einem ländlichen Gebiet Hessens) ermittelt. Er fand, daß verschiedene Edafonten die Cu-Konzentrationen in ihren Organismen regulieren können, wobei der eingestellte Konzentrationsbereich unterschiedlich ist (bei Regenwürmern etwa zwischen 6 und 100 mg/g Trockenmasse im Gesamtkörper).

Bei der Schnecke *Arion lusitanicum* konnten DALLINGER et al. (1989) nachweisen, daß im Hepatopankreas nach Verfütterung von mit Schwermetallen belasteter Vegetation neben Cd (das nach der Homogenisation mit dem Supernatant assoziiert) auch Zn gespeichert und an feste Teile des Gewebehomogenats gebunden wird. BRADLEY & RUNHAM (1996) zeigten, daß Zn bei Verdauungszellen und basophilen Hepatopankreaszellen primäre Nekrosen bewirkt. Cd bindet sich an ein Protein, dessen Molekulargewicht etwa 10 000 beträgt und einem Metallothionein nahesteht. Metallothioneine sind in Organismen weit verbreitet und spielen eine wichtige Rolle sowohl bei der Speicherung als auch beim Transport von Schwermetallen (STREIT 1992). Diese Verbindungen beteiligen sich an der Entgiftung von Cd. GREVILLE & MORGAN (1991) demonstrierten bei sechs Schneckenarten Unterschiede zwischen biologisch nicht-essentiellen Schwermetallen (Pb), Zn und Cu.

Material und Methoden

Versuchsflächen (Untersuchungsgebiete)

Tschechische Republik

1. Kurdějov: Staatliches Naturschutzgebiet etwa 4 km östlich des Städtchens Hustopeče (Südmähren). Oligozäne Kalkton- und Mergelböden sowie Flyschsandsteine. Ein südlich exponiertes Amphitheater mit gut erhaltener submediterranean Pflanzen- und Tiergemeinschaft. Höhe: 360 mNN. Vegetationsstufe 1. Die Vegeta-

tionsdecke stellt eine *Stipa*- bis Waldsteppe dar, ein Restareal südmährischer Natur, umgeben von Agrar-Landschaft (Kultursteppe).

2. Děvičky-Pálava: Naturschutzgebiet (Pollauer Berge). Ein tertiäres Kalkriff aus Ernstbrunner Kalkschichten mit den sogenannten Klentnizer Schichten am Westrand des Karpatenbogens. Der Gipfel liegt zwischen den Gemeinden Pavlov, Dolní Věstonice und Horní Věstonice in 550 mNN. Vegetationsstufe 1–2. Der Standort stellt eine extrazonale Stein- und Waldsteppe mit Restarealen naturnaher Flora und Fauna dar. Der überwiegende Bodentypus ist Rendzine auf Jura-Kalkstein. Der Standort war bis zum Mittelalter dünn besiedelt. Der naturnahe Charakter des Habitats ist seit der Vernichtung des ursprünglichen Auwaldes durch die Errichtung der sogenannten Nové Mlýny-Dämme gestört. Die daraus resultierende lokale Erhöhung der Feuchtigkeit äußert sich z. B. in einer Veränderung der Laufkäferfauna: während die kleineren Steppenarten abnahmen, erfolgte andererseits eine verstärkte Zuwanderung großer, hygrophiler Arten.

3. Hostěrádky-Špice (Bezirk Brno): Neogene polymiktische Schotterablagerungen mit bunten Tonschichten und mit Lößeinwehung, in östlicher Richtung eozäne Ton- und Pseudotonschichten, teilweise kalkhaltig. 238 mNN. Vegetationsstufe 1–2.

Österreich

4. Hundsheimer Berg (Hainburger Berge, Naturschutzgebiet): Südlichster Ausläufer des westlichen Karpatenbogens, besteht aus triassischen dolomitischen Kalkschichten und Dolomit mit bewaldeten Hängen nach spätquartären Bodenbildungsprozessen. Die Lokalität liegt in 376 mNN.

5. Staatz: Eine tertiäre Kalkfalte (332 mNN), die sich während des Faltungsprozesses von Alpen (und Karpaten) vor 16 Millionen Jahren erhob, als sich die Flyschzonen über die sog. Waschbergzone und Molasse schoben. Die östliche Senke führte zum Entstehen des sogenannten Wiener Beckens. Die Kalkschichten erstrecken sich bis nach Pálava (Südmähren). Vegetationsstufe 1.

6. Buschberg (Leiser Berge): Ein Naturschutzgebiet. Gipfel ist 492 mNN hoch. Vegetationsstufe 2. Bestandteil der sogenannten Waschbergzone, die sich von den Leiser Bergen über Staatz und Falkenstein bis zu den Pollauer Bergen erstreckt. Der Buschberg ist ein Höhenzug aus Jura-Kalken mit Trocken- und Waldsteppe auf flachgründigen skelettierten Böden mit Weißdorn, Wacholder, Liguster, Schlehdorn und Rosen. Im Unterwuchs *Brachypodium pinnatum*, *Gymnadenia conopsea*, *Selaginella helvetica*, *S. selaginoides* und *Orchis militaris*.

7. Hollenburg: Voralpenareal, südlich bis südöstlich exponierte Weinbergterrassen auf Löß. Höhe: 368 mNN. Vegetationsstufe 1–2. Trockenrasenflecken mit *Stipa pulcherrima*, *Gymnadenia conopsea*, *Brachypodium pinnatum*, Weinbergterrassen mit ruderalem Einschlag.

Untersuchungsmaterial

Die Fleischfliegen (Tribus Sarcophagini) – eine artenreiche Gruppe – leben in Mitteleuropa mit etwa 80 Arten. Sie sind schizophage Insekten, deren Larven (Maden) Parasitoide von Regenwürmern oder Schnecken sind; allerdings können sie sich auch auf Insektenleichen bzw. ganz allgemein in Tierkadavern – ökologisch betrachtet als Reduzenten – entwickeln. Mehrere Arten sind typische Kulturfolger, im Süden vorkommende Arten sind oft synanthrop. Aus ökologischer Sicht befinden sie sich auf dem Gipfel der Nahrungspyramide über den Detritophagen (Lumbricidae) und Phytophagen (Helicidae) als deren Schmarotzer und Prädatoren. Die Arten der Gattung *Sarcophaga*, die bis zu 80 % der Individuen aller Fleischfliegen umfaßt, sind larvale Parasiten von Regenwürmern.

Die Gattung *Heteronychia* umfaßt schneckenparasitische Fleischfliegen, die mit den verwandten Gattungen *Pierretia*, *Helicophagella* usw. etwa 10 % der erbeuteten Fleischfliegen ausmachen.

Die großen Arten der Gattungen *Liosarcophaga*, *Liopygia* und *Parasarcophaga* (etwa 5 % des Fleischfliegenmaterials) sind Parasitoide von Insekten und Raupen und teilweise schizophage Prädatoren von Maden anderer kadaverikoler Fliegen.

Die letzte Gruppe bilden die schizophagen Arten verschiedener Gattungen und synanthroper Konsumenten organischer Abfälle und Fäkalien. Viele unter ihnen sind Kulturfolger und synanthrop, oft subtropischen Ursprungs.

Die Fleischfliegen wurden bei sonnigem Wetter zwischen 10 h und 15 h in den sogenannten „Hilltopping“-Situationen bis zum Vorliegen einer repräsentativen, arten- und individuenreichen Sammelprobe gekeschert, d. h. mit einem Fangnetz gefangen. Die Fliegen wurden in Chloroform getötet und im Labor chemisch analysiert.

Gastropoden sind Vertreter der Phytophagen. Wir konzentrierten uns auf die häufigen, größeren Arten, die in Einzelexemplaren gesammelt wurden. Dies waren vor allem die Weinbergschnecke (*Helix pomatia*) und weitere Angehörige der Familie Helicidae, insbesondere Arten der Gattung *Cepaea* und *Arianta arbustorum*.

Regenwürmer (Lumbricidae) vertreten die detritophage Gruppe. In unseren Sammelproben handelte es sich meist um Arten der häufigsten Gattungen, wie *Lumbricus (terrestris und rubellus)* und *Allolobophora*, seltener um *Eisenia*. Die Regenwürmer wurden aus dem Boden geschaufelt. Eine Artbestimmung wurde nicht vorgenommen. Fleischfliegen sind übrigens im allgemeinen nicht artspezifische Parasitoide der Regenwürmer. Die Regenwürmer werden in der ökologischen Literatur auch von anderen Autoren auf ähnliche Weise behandelt.

Pflanzenproben wurden als Blätter bzw. Stengel gesammelt, und zwar aus der Krautschicht (*Urtica dioica*), aus der Strauchschicht (*Sambucus nigra*) und aus dem Kronenstratum (*Acer platanoides*). Die getrockneten Blätter wurden gemahlen und in einer APION-Apparatur mineralisiert.

Methoden der chemischen Analysen

Alle Proben (Boden, Pflanzen, Regenwürmer, Schnecken und Fleischfliegen) wurden 1996–1998 in regelmäßigen Zeitabständen in allen angeführten Habitaten entnommen.

Die Bodenproben umfaßten die Bodenschicht bis in 30 cm Tiefe. Die Ermittlung der anthropogenen Belastung, d. h. der Beziehung zwischen der fixierten und der akzeptablen Form der Schwermetalle, erfolgte durch die Schweizer Methode der „Wegleitung“ (1987) unter Durchführung der Extraktion mit 2 Mol HNO₃ im zwei Stunden siedenden Wasserbad (fixierte Form) und der einstündigen Extraktion (Horizontalschüttler, Raumtemperatur) der Mischlösung NH₄OAc + EDTA (akzeptable Form). Mit der fixierten Form werden 60–70 % des Totalgehaltes der Schwermetalle in Böden erfaßt (in kontaminierten Böden bis 80 %). Die löslichen Schwermetallformen wurden durch die bekannte sechsstündige Extraktion in 2 Mol HNO₃ (JAVORSKÝ et al. 1987) in einem Horizontalschüttler unter den üblichen Laborbedingungen gewonnen. Die mit diesem Lösungsmittel extrahierte Schwermetallmenge liefert einen guten Hinweis zur Abschätzung des Ausmaßes der anthropogenen Belastung.

Gleichzeitig wurden aus den Bodenproben die Regenwürmer gesammelt. Sie wurden im Formaldehyd getötet und nach Entfernung des Darmtraktes im Muffelofen verascht.

Die Konzentrationen der untersuchten Schwermetalle in den mineralisierten Proben und im Bodenextrakt wurden mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) ermittelt, wobei wir uns auf die Elemente Cd, Pb, Cu und Zn beschränkten. Die Analysen wurden mit der AAS-Apparatur Perkin-Elmer 3 300 (Flamme mit Empfindlichkeit für Cu bis 5 µg·l⁻¹ und Zn bis 15 µg·l⁻¹) und Varian 1275 (carbon tube empfindlich für Cd bis 0,5 µg·l⁻¹ und für Pb bis 2 µg·l⁻¹) durchgeführt. Die resultierenden Schwermetall-Werte wurden in ppm der absoluten Biomasse-Trockensubstanz (105°C) oder in ppm bei Extrakten luftgetrockneter Bodenproben dargestellt.

Bedingungen:

Element	Wellenlänge (nm)	optimale Arbeitsgrenze (µg·ml ⁻¹)	Detektionslimit
Cd	228,8	0,5–2,0	0,0006
Pb	217,0	5,0–20,0	0,02
Cu	324,7	2,0–8,0	0,003
Zn	213,9	0,4–1,6	0,002

Für die Wahl der Grundstatistik, für die Varianzanalyse und Berechnung der Regressionsgleichungen, Korrelationsindizes und der zugehörigen Tests wurde das eigens dafür entwickelte PC-Programm REKORAN (KOCH 1992) verwendet. Aus Platzgründen können hier die Befunde der Varianzanalyse nicht im einzelnen, d. h. in Tabellenform, wiedergegeben werden. Die von den einzelnen Habitaten gewonnenen Werte sind jeweils Durchschnittswerte mehrerer Werte.

Ergebnisse

Die genauen Zielsetzungen der Analysen des 1996–1998 gesammelten Materials seien an dieser Stelle zusammengefaßt:

- (1) Ermittlung der Schwermetallbeeinflussung der einzelnen Habitate
- (2) Erfassung des Schwermetallgehalts der Regenwürmer (als Detritophage), der Schnecken (als Phytophage) und der Fleischfliegen (als deren Parasitoide)
- (3) Darstellung der antropogenen Schwermetallbelastung der Böden aufgrund der Beziehungen zwischen den Extrakten der fixierten und der akzeptablen Schwermetallformen (Ermittlung der potentiellen Azidität)
- (4) Analyse der Belastung der Pflanzenstrata

Bei diesen Untersuchungen wurde den möglichen wechselseitigen Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten des analysierten Materials besonderes Augenmerk geschenkt.

Die Schwermetallbelastung der einzelnen Habitate

Als Werte für die Cd-, Pb-, Cu- und Zn-Belastung der untersuchten Habitate wurden die für die Wirbellosen ermittelten Werte herangezogen, die aus Tabelle 1 und Abbildung 1 zu entnehmen sind.

Die Cd-Gehalte in den niederösterreichischen Habitaten Buschberg und Hollenburg waren relativ niedrig (4,21 ppm Trockensubstanz), in Staatz hingegen lagen sie relativ hoch (5,64 ppm Trockensubstanz). Der Hundsheimer Berg (ein Naturschutzgebiet) wies 4,546 ppm Trockensubstanz auf – einen mittleren Wert. In den

Tab. 1: Schwermetallbelastung untersuchter Wirbelloser (Durchschnittswerte in ppm Trockensubstanz) in sieben Habitaten. Signifikanzniveaus: xx: S = 0,01; x: S = 0,05. – Heavy metal concentrations in collected invertebrate groups (mean values in ppm dry substance) in seven habitats. Statistical significance levels: xx: S = 0.01; x: S = 0.05.

Hab.	Regenwürmer				Weinbergschnecke				Andere Schnecken				Fleischfliegen			
	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn
1	8,23	1,36	8,47	297	3,45	0,52	54,3	41,6	4,59	0,78	50,4	36,1	3,71	1,35	23,1	119
2	6,61	1,25	5,58	272	2,55	0,45	46,8	49,4	3,98	0,77	47,7	42,1	4,76	3,33	22,8	138
3	8,15	1,63	6,76	309	2,70	0,64	61,7	55,5	4,34	0,88	34,0	136	3,32	2,11	26,5	118
4	8,07	2,46	8,90	242	3,40	0,45	32,5	39,1	2,28	0,57	74,7	40,7	3,77	1,53	20,2	115
5	9,00	2,28	7,39	305	3,39	0,97	27,4	35,8	5,49	2,62	12,6	113	3,90	1,87	20,4	125
6	4,18	0,79	7,02	223	2,58	0,20	32,0	63,1					3,22	0,78	20,6	124
7	2,74	0,61	12,4	230	2,26	0,25	84,2	47,7	2,54	0,65	84,7	66,3	4,51	0,80	30,3	124
Signif.	xx	xx	xx	x		x	xx	xx	x	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx

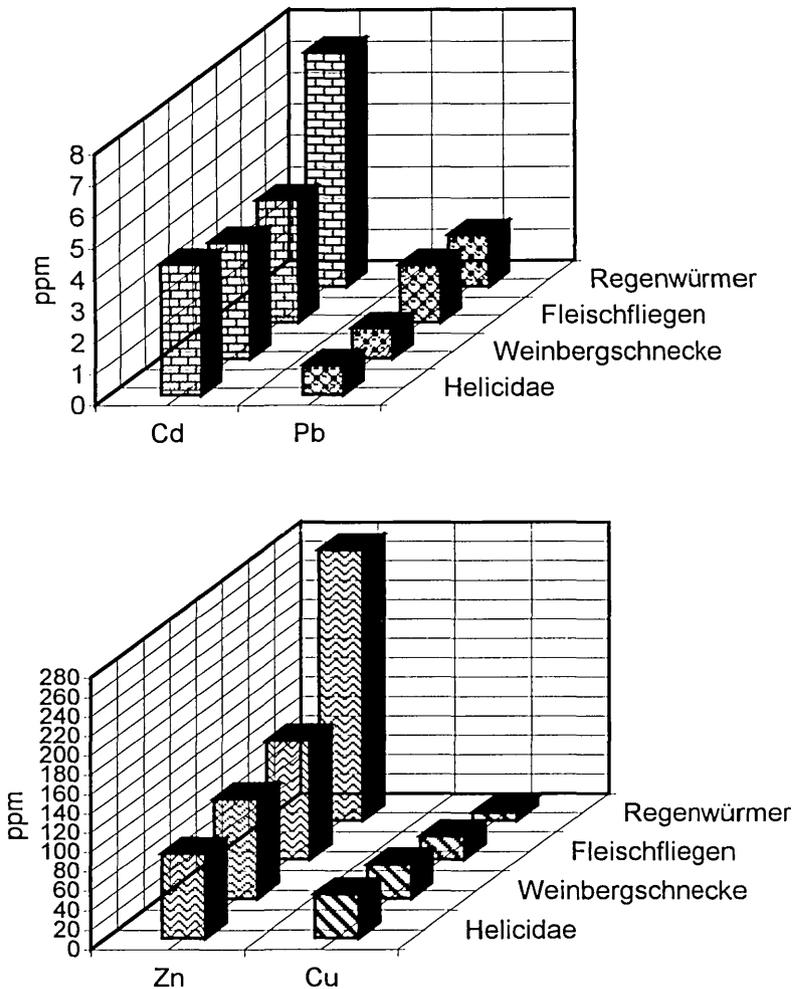


Abb. 1: Schwermetallbelastung der Wirbelosengruppen. – Heavy metal concentrations in invertebrate groups.

südmährischen Habitaten lagen die Schwermetall-Levels im Durchschnitt um etwa 8 % höher (am höchsten in Kurdějov). Die Varianzanalyse deutet auf statistisch hohe Signifikanz der errechneten Werte hin. Die mittels des W-Testes gewonnenen Resultate weisen etliche bedeutsame Unterschiede auf, die in Tabelle 1 dargestellt sind.

Die statistisch verglichenen Resultate zur **Pb-Belastung** der einzelnen Habitats sind in Tabelle 1 dargestellt. Die Durchschnittswerte lagen in Südmähren um etwa 30 % höher als in Niederösterreich, besonders im Habitat in den Pollauer Bergen (1,747 ppm Trockensubstanz). Die Durchschnittsbelastung durch Pb in Niederösterreich betrug 1,114 ppm Trockensubstanz, nur in Staat wurden extrem hohe

Werte gefunden (1,82 ppm Trockensubstanz), mittlere Pb-Werte fanden sich auf dem Hundsheimer Berg. Die Varianzanalyse erwies sich auch in diesem Fall als hoch signifikant.

Die **Cu-Belastung** war in Niederösterreich im Durchschnitt um etwa 10 % niedriger als in Südmähren – mit Ausnahme von Hollenburg mit deutlich erhöhten Werten (43,49 ppm Trockensubstanz), wo offenbar die ausgedehnten Weinberge eine wichtige Rolle spielen. Die Varianzanalyse belegt eine hohe Signifikanz der Befunde.

Ähnliches gilt auch für die **Zn-Gehalte**. Die südmährischen Habitate wiesen im Durchschnitt um 5 % höhere Werte auf als das benachbarte Niederösterreich. Die Signifikanzebene (84,44 %) blieb aber niedrig. Die niedrigsten Cu-Werte wurden im südmährischen Kurdějov und im niederösterreichischen Hollenburg gefunden, die höchsten im niederösterreichischen Staatz und in den südmährischen Habitaten Pollauer Berge und Hostěradky bei Brünn.

Die Schwermetallbelastung der einzelnen Wirbelosengruppen (Regenwürmer, Schnecken, Fleischfliegen)

Die nächste Zielsetzung bildete die Untersuchung der Konzentration der Schwermetalle (Cd, Pb, Cu, Zn) in den ausgewählten Wirbelosengruppen (siehe Tab. 1). Für alle untersuchten Schwermetalle ließen sich hoch signifikante Unterschiede nachweisen.

Die chemischen Analysen ergaben für *Helix pomatia* die niedrigsten **Cd-Gehalte**, mittlere Werte für die übrigen Helicidae und Fleischfliegen, die höchsten für die Regenwürmer (fast zweimal höher als bei den Weinbergsschnecken).

Die **Pb-Akkumulation** war bei *Helix pomatia* und den anderen Helicidae relativ niedrig. In den Regenwurmgeweben war sie dagegen fast um 70 % höher; die Höchstwerte fanden sich bei den Fleischfliegen.

Für **Cu** ist die Sachlage insofern grundsätzlich anders, als es als Bestandteil der Schnecken-Haemolymph teilweise ein biogenes Element darstellt. Dementsprechend wurden auch höhere Cu-Werte in den Proben von *Helix pomatia* und der übrigen Helicidae entdeckt. Niedrigere Cu-Levels fanden wir bei Regenwürmern und bei Fleischfliegen. In allen diesen Fällen waren diese Beziehungen hoch signifikant.

Die höchsten **Zn-Gehalte** fanden wir bei den Regenwürmern, danach folgten Fleischfliegen, Weinbergsschnecke und Heliciden.

Bodenanalysen

Fixierte Form

Die Werte der fixierten Form der Schwermetalle (Cd, Pb, Cu, Zn) sind in Abbildung 2 dargestellt (s. auch Tab. 2).

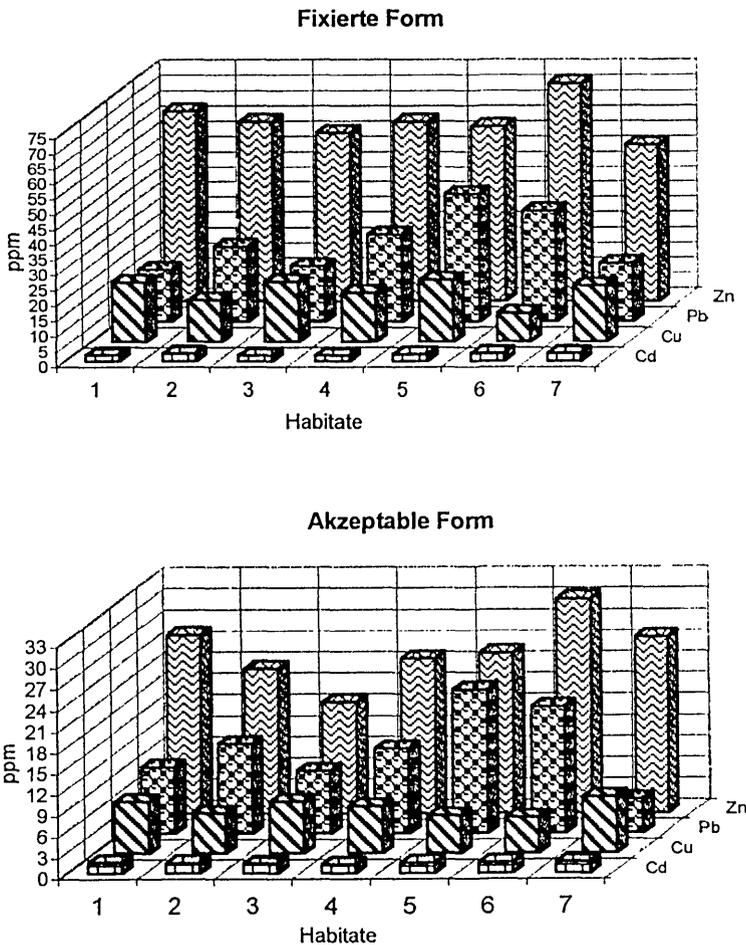


Abb. 2: Schwermetallbelastung der Böden (fixierte und akzeptable Form). – Heavy metal concentrations of soil. Above: bound form. Below: available form.

Im Durchschnitt ergab sich, verglichen mit Südmähren, eine um 9 % höhere **Cd-Belastung** in Niederösterreich. Der Gehalt dieser Cd-Form schwankte zwischen 1,8 und 2,525 ppm in dem im Labor bei 25°C getrockneten Boden. Die niedrigsten Werte fanden wir in Hostěradky bei Brünn und auf dem Hundsheimer Berg, die höchsten in den Pollauer Bergen, auf dem niederösterreichischen Buschberg und in Hollenburg. Die Varianzanalyse wies hoch signifikante Unterschiede zwischen den Gehalten der fixierten Cd-Form der untersuchte Habitate auf.

Der Durchschnittsgehalt der fixierten **Pb**-Form variierte zwischen 18 und 41 ppm im getrockneten Boden. Die niederösterreichischen Habitate wiesen bis zu 37 %

höhere Durchschnittswerte (verglichen mit Südmähren) auf. Die relativ höchsten Werte in Südmähren fanden wir in den Pollauer Bergen und die niedrigsten in Kurdějov. Von den niederösterreichischen Habitaten wiesen der Hundsheimer Berg 28,49 ppm und Hollenburg 18,93 ppm auf, die höchste Belastung fanden wir in Staatz. Die Varianzanalyse ergab hoch signifikante Unterschiede zwischen den gefundenen Werten.

Die Werte der fixierten **Cu-Gehalte** reichten von 8,96 bis 19,99 ppm. Sie lagen in Südmähren im Durchschnitt um 10 % höher als in Niederösterreich. Die niedrigsten Werte fanden wir auf dem Buschberg mit 8,96 ppm. Die Varianzanalyse ergab zwischen den einzelnen Habitaten hoch signifikante Unterschiede.

Die Durchschnittswerte der fixierten **Zn-Gehalte** waren sowohl in Niederösterreich als auch in Südmähren ziemlich ausgeglichen und erreichten keine nennenswerte Signifikanz (82,05 %) mit dem Maximalwert für den Buschberg (71,59 ppm).

Lösliche Form

Die Varianzanalyse der Schwermetallgehalte (Cd, Pb, Cu, Zn) in der löslichen Form ist aus Abbildung 3 zu entnehmen.

Der Gehalt des löslichen **Cd** im Boden bewegte sich gemäß MONITOR (1992) in Kurdějov und Hostěrádky in Südmähren, Hundsheimer Berg und Staatz in Niederösterreich um den Mittelwert und zeigte in den Pollauer Bergen, auf dem Buschberg und in Hollenburg erhöhte Werte. Auch diese Cd-Form zeigte in Niederösterreich um 8 % höhere Werte als in Südmähren. Verglichen mit dem südmährischen Naturschutzgebiet der Pollauer Berge, weist das Naturschutzgebiet des Hundsheimer Berges nur mittlere Belastungswerte auf.

Der Durchschnittsgehalt der löslichen **Pb**-Form war in Niederösterreich 28 % höher als in Südmähren. Sein Umfang schwankte zwischen 13,14 und 32,67 ppm mit einem Maximalwert von 32,67 ppm auf dem Buschberg. Nach MONITOR (1992) bewegen sich allerdings alle diese Werte im „Blank“, d. h. durchaus unter 40 ppm. Die Unterschiede zwischen den ermittelten Werten sind hochsignifikant.

Der Bodengehalt der löslichen **Cu**-Form war in Südmähren um etwa 30 % höher als in Niederösterreich; allerdings erreichten die Unterschiede zwischen den einzelnen Habitaten kaum eine Signifikanz (45,34 %). Die Durchschnittswerte schwankten zwischen 4,4 und 11,54 ppm (letzterer Wert für Hollenburg). Nach MONITOR lagen alle gefundenen Werte im „Blank“, also auf sehr niedrigem Niveau.

Der Durchschnittsgehalt der löslichen **Zn**-Form schwankte zwischen 18,04 und 35,11 ppm und lag somit klar unter dem Level von 60 ppm. Die Varianzanalyse erbrachte hoch signifikante Unterschiede zwischen den Habitaten, wobei die südmährischen Habitate im Durchschnitt etwa 20 % niedrigere Werte aufwiesen; die Maximalwerte wurden für den Buschberg festgestellt.

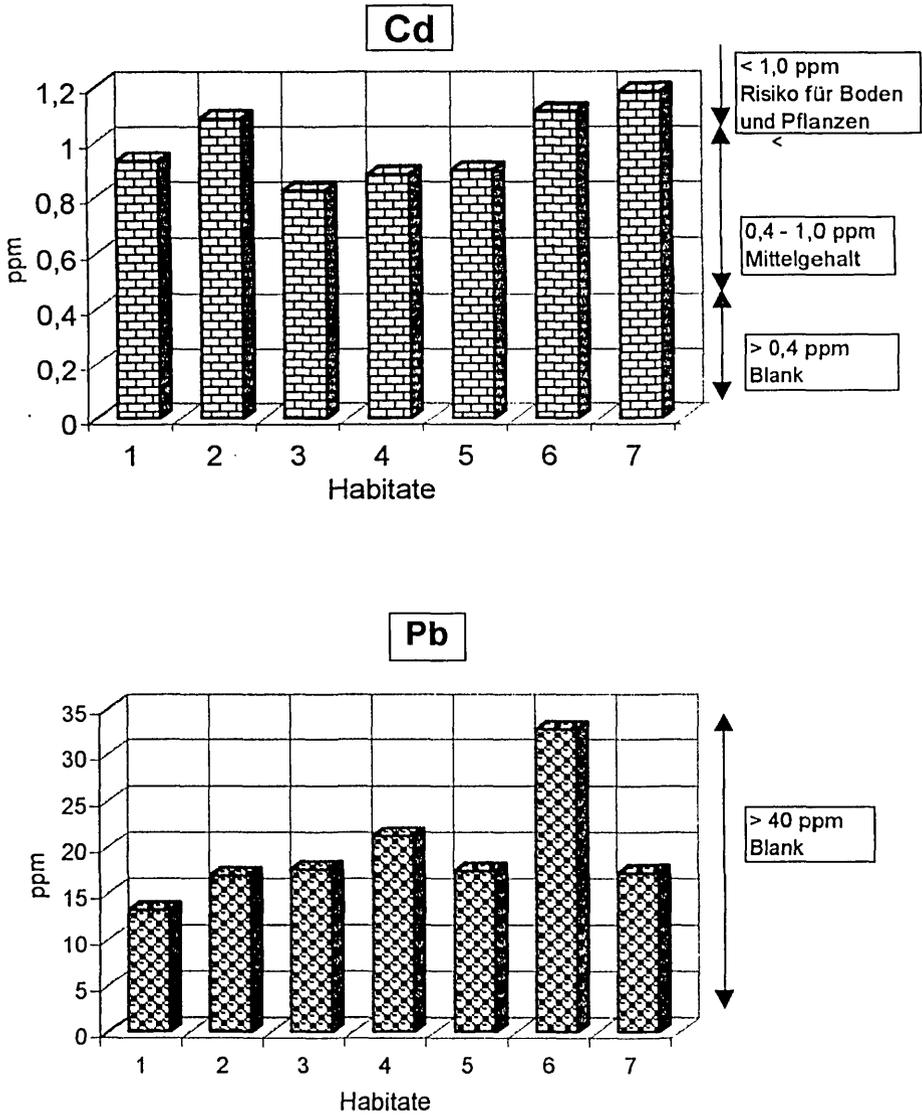
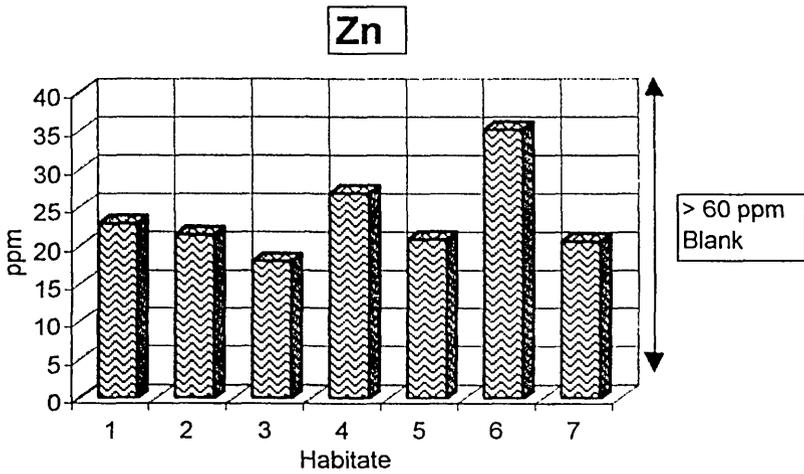
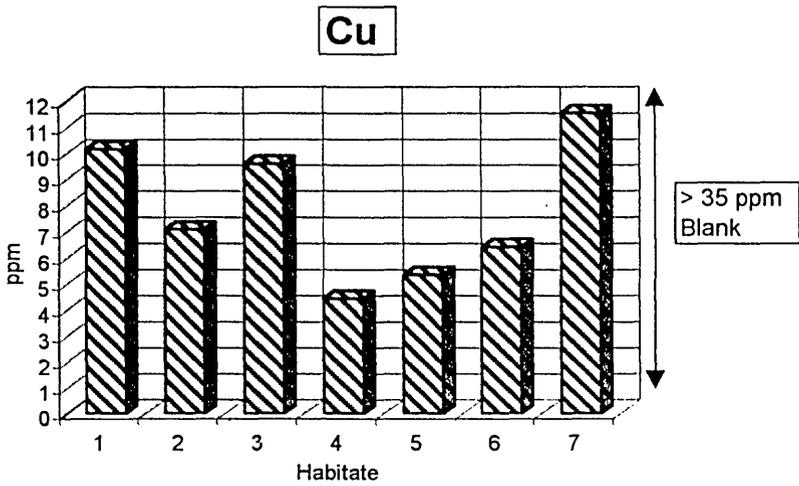


Abb. 3: Schwermetallbelastung der Böden: lösliche Form von Cd, Pb, Cu und Zn. – Heavy metal concentrations of soil: soluble forms of Cd, Pb, Cu and Zn.



Tab. 2: Anthropogene Schwermetallbelastung der Böden in sieben Habitaten. – Heavy metal concentrations of soil in seven habitats.

Schwermetall	Habitat	fixierte Form(ppm)	akzeptable Form(ppm)	anthropogene Belastung (%)	Teilwert
Cd	Kurdějov	1,951	1,501	76,93	26,93
	Děvičky	2,442	1,407	57,62	7,62
	Hostěrádky	4,8	1,394	77,44	27,44
	Hundsheimer Berg	1,82	1,221	67,09	17,09
	Staatz	2,18	1,435	65,83	15,83
	Buschberg	2,525	1,509	59,76	9,76
	Hollenburg	2,475	1,625	65,66	15,66
Pb	Kurdějov	16,847	9,437	56,02	6,02
	Děvičky	24,509	12,731	51,944	1,944
	Hostěrádky	18,111	8,882	49,04	0
	Hundsheimer Berg	28,486	12,071	42,38	0
	Staatz	41,656	20,354	48,86	0
	Buschberg	36,225	17,997	49,68	0
	Hollenburg	18,929	4,816	25,44	0
Cu	Kurdějov	19,128	7,350	38,43	0
	Děvičky	13,274	5,664	42,67	0
	Hostěrádky	19,261	7,344	38,12	0
	Hundsheimer Berg	15,653	6,703	42,82	0
	Staatz	19,990	5,373	26,88	0
	Buschberg	8,959	5,057	56,45	6,45
	Hollenburg	18,014	8,009	44,46	0
Zn	Kurdějov	62,54	25,36	40,54	0
	Děvičky	59,14	20,51	34,67	0
	Hostěrádky	55,64	15,85	28,48	0
	Hundsheimer Berg	59,17	21,91	37,03	0
	Staatz	57,61	22,68	39,36	0
	Buschberg	71,59	30,39	42,45	0
	Hollenburg	51,61	24,98	48,39	0

Akzeptable Form

Die Werte der Varianzanalyse dieser Schwermetallform (Cd, Pb, Cu, Zn) sind aus Abbildung 4 zu entnehmen (vgl. auch Tab. 2).

Die Werte der akzeptablen **Cd**-Form im Boden wiesen sowohl in Südmähren als auch in Niederösterreich mit einer Schwankungsbreite von 1,22 bis 1,625 ppm fast identische Niveaus auf. Das niedrigste Niveau fanden wir auf dem Hundsheimer Berg (1,221 ppm), das höchste auf dem Buschberg und in Hollenburg. In Südmähren wurden die Höchstwerte in Kurdějov gefunden.

Die gefundenen **Pb**-Werte lagen in Südmähren im Durchschnitt um etwa 25 % niedriger als in Niederösterreich, sie variierten zwischen 4,8 und 20,35 ppm, mit dem Minimalwert in Hollenburg und dem Maximalwert auf dem Buschberg. Die höchsten Werte für Südmähren wiesen die Pollauer Berge auf (12,73 ppm), die übrigen südmährischen Habitate kamen auf 8 und 9 ppm.

Die Durchschnittswerte der akzeptablen **Cu**-Form des Bodens lagen in Südmähren um 8 % höher als in Niederösterreich; die Variationsbreite lag zwischen 5,06 und 8,01 ppm mit dem Maximalwert für Hollenburg. Die weniger belasteten Habitate waren die Pollauer Berge, Staatz und der Buschberg. Die Signifikanzebene war mit 94,55 % ziemlich hoch.

Die Durchschnittswerte der akzeptablen **Zn**-Form im Boden lagen in Südmähren um 18 % niedriger als in Niederösterreich. Die geringsten Werte fanden wir in Hostěrádky (Umgebung von Brünn), die höchsten im südmährischen Kurdějov und auf dem niederösterreichischen Buschberg. Die Varianzanalyse ergab hoch signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Habitaten.

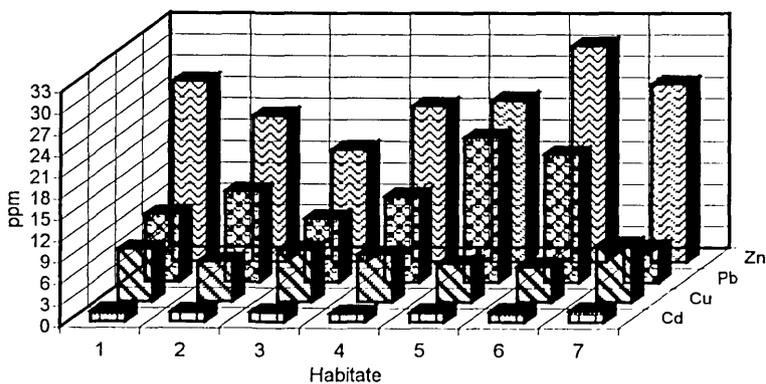


Abb. 4: Schwermetallbelastung der Böden (akzeptable Form). — Heavy metal concentrations of soil (available form).

Bewertung der anthropogenen Belastung

Die Verwendung der Methode „Wegleitung“ (1987) ermöglichte die Bewertung der anthropogenen Belastung aller untersuchter Habitate auf der Basis der Beziehung zwischen fixierter und akzeptabler Schwermetallform im Boden (vgl. Tab. 2).

Die Befunde der Bodenanalysen belegten für alle untersuchten Habitate eine anthropogene **Cd-Belastung**; diese lagen zwischen 7,6 % und 27,4 %, wobei die niederösterreichischen Werte im Durchschnitt niedriger waren als die südmährischen. Die niedrigsten Werte der anthropogenen Belastung (7 % bzw. 9 %) stammten von den Pollauer Bergen und dem Buschberg. Der Hundsheimer Berg wies dagegen 17 % anthropogen bedingte Cd-Belastung auf – ein relativ hoher Wert, dessen Ursache ergründet werden sollte.

Eine anthropogen bedingte **Pb-Belastung** wurde nur in Habitaten Südmährens nachgewiesen, und zwar im Umfang von 2 bis 6 % (Pollauer Berge und Kurdějov). Dagegen lagen alle niederösterreichischen Habitate unter dem kritischen Wert der Beziehung fixierter und akzeptabler Pb-Form (d. h. 50 %). Demzufolge weisen diese niederösterreichischen Böden keine anthropogen bedingte Pb-Belastung auf – wahrscheinlich aufgrund der Verwendung bleifreier Treibstoffe.

Eine anthropogen bedingte **Cu-Belastung** der Böden wurde nur auf dem Buschberg festgestellt, alle übrigen Habitate Niederösterreichs und die Südmährens wiesen keine Belastung mit diesem Element auf. Damit vergleichbar war die Situation für **Zn**, da dessen Bodenwerte in allen untersuchten Habitaten unter dem 50 %-Level lagen.

Wirbellose

Regenwürmer

Die Angaben über die Schwermetallgehalte der Regenwürmer sind Tabelle 3 zu entnehmen.

Der mittlere **Cd-Gehalt** variierte zwischen 2,738 und 9,0 ppm der Trockensubstanz. Die Varianzanalyse belegte die hohe Signifikanz der Unterschiede. Hierbei war der Durchschnittsgehalt in den südmährischen Habitaten 30 % höher als in Niederösterreich, wo das Maximum in Staatz und die Minima auf dem Buschberg und in Hollenburg festgestellt wurden. In Südmähren wurde der niedrigste Cd-Gehalt auf dem Gipfel der Pollauer Berge (Děvičky) nachgewiesen.

Der mittlere **Pb-Gehalt** (bei einer Variationsbreite von 0,612 bis 2,456 ppm Trockensubstanz) lag in Niederösterreich etwa um 9 % höher als in Südmähren. Die ermittelten Werte waren statistisch hoch signifikant. In Südmähren wurden die niedrigsten Pb-Werte in Děvičky (Pollauer Berge), in Niederösterreich auf dem Hundsheimer Berg festgestellt.

Tab. 3: Varianzanalyse des Cd-, Pb-, Cu- und Zn-Gehaltes in Regenwürmern ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Trockensubstanz) aus sieben untersuchten Habitaten in den Jahren 1996–1998. – Analysis of variance of Cd, Pb, Cu, and Zn contents of earthworms ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dry matter) from seven habitats from 1996 to 1998.

Variationsursache Cd	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	1077.81	6	179.63	3.99	99.93	7.37
Residual	13536.57	301	44.97			
Total	14614.38	307				

Variationsursache Pb	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	107.19	6	17.87	5.78	100.00	10.33
Residual	930.50	301	3.09			
Total	1037.69	307				

Variationsursache Cu	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	1023.49	6	170.58	8.91	100.00	15.08
Residual	5762.91	301	19.15			
Total	6786.40	307				

Variationsursache Zn	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	293682.27	6	48947.05	2.37	97.02	4.51
Residual	6217792.37	301	20657.12			
Total	6511474.64	307				

Die Durchschnittswerte von **Cu** lagen für Niederösterreich ebenfalls höher als für Südmähren, und zwar durchschnittlich um 29 %. Bei einer Variationsbreite zwischen 5,58 und 12,428 ppm Trockensubstanz wies Hollenburg die Höchstwerte (12,428 ppm) auf, die Pollauer Berge (Děvičky) dagegen nur 5,58 ppm, der Hundsheimer Berg mit 8,9 ppm der Trockensubstanz einen mittleren Wert. Die Varianzanalyse belegte die hohe Signifikanz der Unterschiede.

Für **Zn** bewegten sich die Werte zwischen 223,4 und 309,2 ppm der Trockensubstanz. Sie lagen für Südmähren um 17 % höher als für Niederösterreich mit Maximalwerten für Hostěrádky bei Brünn. Niedrige Zn-Werte fanden wir für Hollenburg. Auch für dieses Element ergab die Varianzanalyse eine hohe Signifikanz der Unterschiede.

Tab. 4: Varianzanalyse des Cd-, Pb-, Cu- und Zn-Gehaltes in Weinbergschnecken ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Trockensubstanz) aus sieben untersuchten Habitaten in den Jahren 1996–1998. – Analysis of variance of Cd, Pb, Cu, and Zn contents of *Helix pomatia* ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dry matter) from seven habitats from 1996 to 1998.

Variationsursache Cd	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	44.76	6	7.46	1.79	89.84	4.70
Residual	906.77	218	4.16			
Total	951.52	224				

Variationsursache Pb	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	11.36	6	1.89	2.56	97.94	6.57
Residual	161.43	218	0.74			
Total	172.79	224				

Variationsursache Cu	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	62520.67	6	10420.11	13.63	100.00	27.28
Residual	166701.07	218	764.68			
Total	229221.74	224				

Variationsursache Zn	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	13954.26	6	2325.71	5.96	100.00	14.10
Residual	85034.00	218	390.06			
Total	98988.26	24				

Weinbergschnecke (*Helix pomatia*)

Die Resultate der Schwermetallanalysen sind in Tabelle 4 dargestellt.

Die Unterschiede der **Cd-Gehalte** von *Helix pomatia* zwischen Niederösterreich und Südmähren waren minimal (2,256–3,453 ppm Trockensubstanz) und erreichten kaum Signifikanz (89,84 %). Die niedrigsten Werte fanden wir in den Pollauer Bergen (Děvičky), die höchsten dagegen auf dem Hundsheimer Berg in Niederösterreich. Geringe Cd-Werte stellten wir in Hollenburg fest.

Die Durchschnittswerte von **Pb** waren in Südmähren etwa 14 % höher als in Niederösterreich. Ihre Variationsbreite betrug 0,204 bis 0,974 ppm Trockensubstanz. Die niedrigsten Pb-Werte fanden wir in Südmähren in den Pollauer Bergen

(Děvičky), in Niederösterreich auf dem Buschberg und in Hollenburg, während die Werte des Hundsheimer Bergs im mittleren Niveaubereich lagen. Die Varianzanalyse ergab signifikante Unterschiede.

Die Durchschnittswerte des **Cu-Gehaltes** waren in Südmähren 23 % höher als in Niederösterreich; der Variationsumfang betrug 27,43–84,18 ppm der Trockensubstanz. Dabei wurden für den Hundsheimer Berg, Staatz und den Buschberg niedrige Werte ermittelt, während in Hollenburg die insgesamt höchsten Werte festgestellt wurden. Die niedrigsten Werte Südmährens fanden wir in den Pollauer Bergen (Děvičky). Die Varianzanalyse erbrachte hoch signifikante Werte.

Die Durchschnittswerte von **Zn** (Schwankungsbreite: 35,84–55,53 ppm Trockensubstanz) waren in Südmähren etwas höher (um 5 %) als in Niederösterreich. Die niedrigsten Werte stammten vom Hundsheimer Berg und von Staatz, der höchste vom Buschberg. Die Pollauer Berge wiesen einen mittleren Wert auf. Aus der Varianzanalyse ergab sich eine hohe Signifikanz der Unterschiede.

Andere Schnecken (Helicidae)

Neben der Weinbergschnecke wurden gelegentlich auch andere, besonders xerothermophile Schneckenarten, von denen bekannt ist, daß sie Wirte mancher Fleischfliegenarten (besonders der Gattung *Heteronychia*) sind, gesammelt und untersucht. Die entsprechenden analytischen und statistischen Angaben sind Tabelle 5 zu entnehmen.

Die **Cd-Werte** waren in den südmährischen Habitaten im Durchschnitt um 30 % höher als in Niederösterreich, so wurden z. B. in den Pollauer Bergen (Děvičky) 4,759 ppm Trockensubstanz ermittelt. Die niedrigsten Cd-Levels wurden auf dem Hundsheimer Berg festgestellt (2,275 ppm Trockensubstanz). Diese Unterschiede wiesen statistisch niedrige Signifikanz auf (93,6 %).

Die Durchschnittswerte des **Pb-Gehaltes** waren in den niederösterreichischen Habitaten (mit Ausnahme von Staatz mit einem Maximum von 2,626 ppm Trockensubstanz) allgemein niedriger als in Südmähren. Die niedrigsten Pb-Werte (0,77 ppm Trockensubstanz) wurden sowohl in Südmähren als auch in Niederösterreich erreicht. Die Varianzanalyse ergab hoch signifikante Unterschiede.

Vor allem wegen des hohen Cu-Gehaltes in den ausgedehnten Weinbergen bei Hollenburg war der **Cu-Gehalt** in Niederösterreich im Durchschnitt um 20 % höher als in Südmähren. Die Durchschnittswerte variierten zwischen 12,6 und 84,7 ppm Trockensubstanz. Die Unterschiede waren statistisch hoch signifikant.

Die Durchschnittswerte des **Zn-Gehaltes** waren in den beiden Gebieten in etwa vergleichbar (Variationsbreite: 40,7–135,6 ppm Trockensubstanz). Hierbei wurde in beiden Regionen ein sehr hohes Zn-Niveau erreicht (in Südmähren mit 135,6 ppm Trockensubstanz in Hostěrádky; in Niederösterreich mit 113,2 ppm Trockensubstanz in Staatz). Die Unterschiede sind statistisch hoch signifikant.

Tab. 5: Varianzanalyse des Cd-, Pb-, Cu- und Zn-Gehaltes in Helicidae ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Trockensubstanz) aus sechs untersuchten Habitaten in den Jahren 1996–1998. – Analysis of variance of Cd, Pb, Cu, and Zn contents of Helicidae ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dry matter) from six habitats 1996 to 1998.

Variationsursache Cd	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	80.18	5	16.04	2.25	94.61	8.84
Residual	826.66	116	7.13			
Total	906.84	121				

Variationsursache Pb	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	28.57	5	5.75	5.55	99.99	20.44
Residual	111.91	108	1.04			
Total	140.67	113				

Variationsursache Cu	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	41320.28	5	8264.06	10.55	100.00	32.82
Residual	84596.01	108	783.30			
Total	125916.30	113				

Variationsursache Zn	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	233115.50	5	46623.10	22.28	100.00	50.78
Residual	225960.99	108	2092.23			
Total	459076.50	113				

Fleischfliegen

Die Resultate der entsprechenden Schwermetallanalysen sind in Tabelle 6 dargestellt. Sie sind dadurch charakterisiert, daß der Anteil der statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den durchschnittlichen Fleischfliegen-Schwermetallgehalten der verglichenen Habitats sehr hoch war. Dies liegt wahrscheinlich daran, daß die untersuchten Fleischfliegenarten zum großen Teil stark habitat- bzw. lokal gebunden sind.

Der Durchschnittsgehalt des Cd war in den beiden untersuchten Gebieten ziemlich ähnlich (Schwankungen zwischen 3,224 und 4,758 ppm) mit einem Maximum in den Pollauer Bergen (Děvičky). In Niederösterreich fanden sich die Höchstwerte in Hollenburg und die niedrigsten auf dem Buschberg.

Tab. 6: Varianzanalyse des Cd-, Pb-, Cu- und Zn-Gehaltes in Fleischfliegen ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Trockensubstanz) aus sieben untersuchten Habitaten in den Jahren 1996–1998. – Analysis of variance of Cd, Pb, Cu, and Zn contents of flesh-flies ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dry matter) from seven habitats from 1996 to 1998.

Variationsursache Cd	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	80.67	6	13.45	3.23	99.57	6.13
Residual	1234.42	297	4.16			
Total	1315.09	303				

Variationsursache Pb	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	188.47	6	31.41	11.67	100.00	19.08
Residual	799.07	297	2.69			
Total	987.54	303				

Variationsursache Cu	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	3233.64	6	538.94	10.37	100.00	17.33
Residual	15430.25	297	51.95			
Total	18663.90	303				

Variationsursache Zn	SAQ	FG	MQ	F	Signifikanz %	Einfluß %
Faktor A	17722.55	6	2953.76	3.46	99.75	6.54
Residual	253298.70	297	852.86			
Total	271021.25	303				

In bezug auf den **Pb-Gehalt** der Fleischfliegen unterschieden sich die beiden Regionen erheblich. Er war in Südmähren bis um 80 % höher. Die höchsten Werte wurden in den Pollauer Bergen (Děvičky) erreicht und waren bis zu dreimal höher als auf dem Hundsheimer Berg. Die niedrigsten Werte wurden auf dem Buschberg und in Hollenburg festgestellt.

Die durchschnittlichen Werte des **Cu-Gehaltes** – sie lagen zwischen 20,166 und 30,286 ppm Trockensubstanz – waren in Südmähren lediglich um 5 % höher. Die Maximalwerte wurden in Hollenburg mit seinen Weinbauterrassen festgestellt.

Die durchschnittlichen **Zn-Werte** waren ebenfalls in Südmähren ca. 5 % höher als in Niederösterreich – mit einem Maximalwert in den Pollauer Bergen (Děvičky). Die Durchschnittswerte variierten zwischen 112,9 und 137,9 ppm Trockensubstanz. Die geringsten Zn-Werte fanden wir auf Hundsheimer Berg und Buschberg.

Pflanzen

(s. dazu Tab. 7 und Abb. 5)

Acer platanoides

Die **Cd-Konzentration** in den Blättern aus verschiedenen Habitaten variierte zwischen 0,19 und 0,43 ppm in der Trockensubstanz. Die niedrigste Konzentration fanden wir in Hollenburg, die höchste auf dem Buschberg. In den Habitaten Südmährens waren die Cd-Konzentrationen einander recht ähnlich und entsprachen der von STREIT (1994) angegebenen. Freilich blieben selbst die höheren Werte (Buschberg) unter den oberen Werten dieses Autors. Obwohl die festgestellten Unterschiede insgesamt statistisch nicht signifikant waren (Signifikanz = 93,13 %), bestanden bedeutsame Unterschiede zwischen den Habitaten 1 und 7, 2 und 5 sowie 2 und 7.

Die **Pb-Konzentration** bewegt sich in einem Variationsumfang von 0,133 bis 0,564 ppm in der Trockensubstanz. In Südmähren fanden wir die höchsten Pb-Konzentrationen in Hostěrádky, in Niederösterreich auf dem Hundsheimer Berg. Letzteres ist deshalb interessant, weil diese Lokalität abgeschieden und von Straßen recht weit entfernt liegt.

Die **Cu-Konzentrationen** und die dazugehörigen statistischen Werte schwankten zwischen 2,86 und 6,89 ppm in der Trockensubstanz, mit Höchstwerten in Hostěrádky und den niedrigsten Werten auf dem Hundsheimer Berg. Bedeutsame Unterschiede bestanden zwischen den Habitaten 1 und 4, 3 und 4 bzw. 7 sowie 4 und 5 bzw. 6. Diese Werte liegen im Vergleich mit den von STREIT (1994) angegebenen Durchschnittswerten in Pflanzen (2–20 ppm in der Trockensubstanz) auf niedrigem Niveau.

Die Konzentrationsunterschiede der **Zn-Werte** (Umfang: 17,16–37,07 ppm in der Trockensubstanz) zwischen den einzelnen Habitaten erwiesen sich als hoch signifikant. Die Werte waren in Südmähren allgemein höher als in Niederösterreich (hier auf dem Hundsheimer Berg und in Staatz besonders niedrig). Diese Verhältnisse spiegeln sich auch in den statistischen relevanten Unterschieden zwischen den Habitaten 1 und 4 bzw. 5. Die von uns festgestellten Konzentrationen bewegen sich um die untere von STREIT (1994) angegebenen Werte (15–150 ppm in der Trockensubstanz).

Sambucus nigra

Die Unterschiede zwischen den **Cd-Konzentrationen** erwiesen sich im Gesamtvergleich als statistisch unbedeutend (Signifikanz = 82,68 %; Umfang: 0,019–0,035 ppm in der Trockensubstanz). Statistisch bedeutsame Unterschiede zeigten sich zwischen den Habitaten 1 und 7 sowie 2 und 5 bzw. 7. In Niederösterreich waren die Cd-Werte niedriger als in Südmähren, wo in Kurdějov die höchsten Werte gefunden wurden.

Die Varianzanalyse der **Pb-Gehalte** (Umfang: 0,11–0,52 ppm in der Trockensubstanz) ergab zwischen den Habitaten hoch signifikante Unterschiede. Der Höchstwert stammt aus Proben vom Hundsheimer Berg, der interessanterweise ein Naturschutzgebiet ist. Bedeutsame Unterschiede bestanden zwischen Hollenburg und allen übrigen Habitaten mit Ausnahme von Kurdějov, wo die Pb-Konzentration am niedrigsten war.

Für die **Cu-Konzentrationen** wurden bei einem Umfang von 4,35–8,01 ppm in der Trockensubstanz statistisch hoch signifikante Unterschiede festgestellt. Bedeutsame Differenzen bestanden zwischen den Habitaten 1 bzw. 3 gegenüber den niederösterreichischen Habitaten 4 und 5. In Niederösterreich wurde die höchste Cu-Konzentration für Hollenburg ermittelt; dieser Befund steht im Einklang mit den dortigen ausgedehnten Weinbergen. In Südmähren fanden wir die Cu-Höchstwerte in Hostěrádky.

Die Habitate differierten in bezug auf die **Zn-Konzentrationen** bei einem Umfang von 28,19–50,6 ppm in der Trockensubstanz statistisch hoch signifikant. Im Paarvergleich lagen zwischen Habitat 1 und den Habitaten 3, 4, 5, 7, zwischen den Habitaten 2 und 5 sowie zwischen den Habitaten 4 und 7 statistisch relevante Unterschiede vor. Die niederösterreichischen Lokalitäten Staatz und Hundsheimer Berg wiesen erheblich geringere Zn-Konzentrationen auf als das südmährische Kurdějov.

Tab. 7: Anthropogene Schwermetallbelastung der Pflanzenstrata (Durchschnittswerte in ppm Trockensubstanz). Signifikanzniveaus: xx: S = 0,01; x: S = 0,05. – Heavy metal concentrations of the herbaceous strata (mean values in ppm dry substance). Statistical significance levels: xx: S = 0.01; x: S = 0.05.

Hab.	Urtica dioica				Sambucus nigra				Acer platanoides			
	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn
1	0,038	0,103	7,61	31,9	0,035	0,110	7,30	50,6	0,032	0,309	5,46	37,1
2	0,045	0,388	6,02	30,9	0,031	0,365	5,29	35,2	0,030	0,376	4,54	31,9
3	0,026	0,497	7,07	24,8	0,025	0,468	8,01	32,5	0,031	0,549	6,89	27,4
4	0,024	0,306	6,34	26,4	0,024	0,521	4,35	28,7	0,031	0,564	2,86	17,2
5	0,026	0,282	8,52	26,5	0,020	0,270	5,05	28,2	0,032	0,312	5,04	18,1
6	0,023	0,290	2,64	30,2	0,019	0,326	5,64	36,6	0,043	0,451	6,46	26,6
7	0,026	0,205	7,17	25,9	0,023	0,117	7,83	33,6	0,019	0,133	4,54	28,0
Signif.		xx	xx			xx	xx	xx		xx	xx	xx

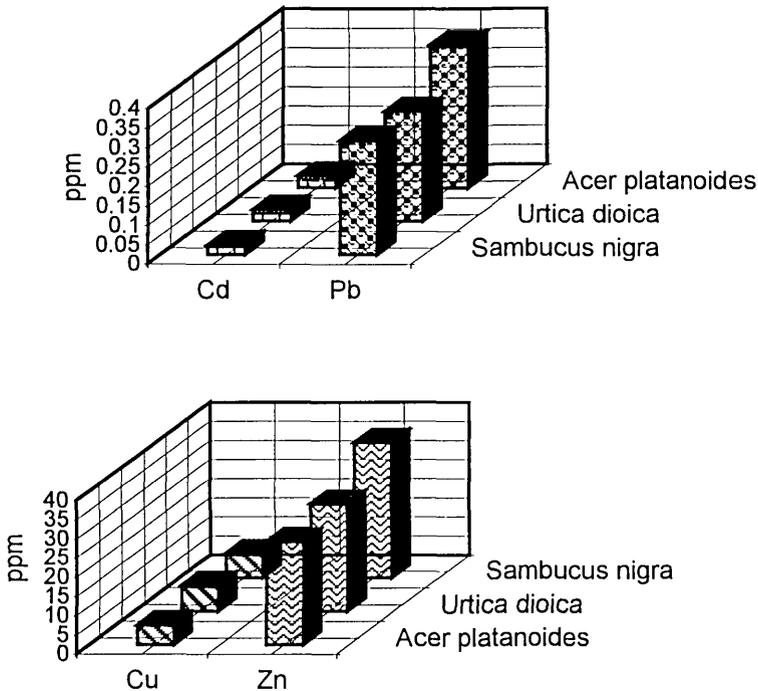


Abb. 5: Schwermetallbelastung der Pflanzenstrata. – Heavy metal concentrations of the herbaceous strata.

Urtica dioica

Die **Cd-Konzentrationen** variierten zwischen 0,023 und 0,045 ppm in der Trockensubstanz und waren insgesamt – ebenso wie im paarweisen Vergleich – statistisch nicht signifikant unterschieden (Signifikanz = 70,74 %). Die höchste Konzentration fanden wir in Děvičky (Pálava), niedrige dagegen in allen untersuchten Habitaten Niederösterreichs.

In bezug auf die **Pb-Konzentrationen** (Umfang: 0,103–0,497 ppm in der Trockensubstanz) lagen statistisch hochsignifikante Unterschiede vor. Die niedrigste Belastung fanden wir bei Kurdějov, die höchste bei Hostěrádky. Bei den übrigen Habitatvergleichen wiesen allerdings die Pb-Konzentrationen meist keine wesentlichen statistischen Kontraste auf, trotzdem fanden sich signifikante Unterschiede zwischen Habitat 1 auf der einen Seite und den Habitaten 2, 3, 4, 5 und 6 auf der anderen.

Die ermittelten **Cu-Konzentrationen** (Umfang: 2,635–8,517 ppm in der Trockensubstanz) unterschieden sich hoch signifikant. Statistische Kontraste bestanden zwischen südmährischen und niederösterreichischen Habitaten (1 vs. 6, 2 vs. 6, 3 vs. 6) sowie zwischen Habitat 4 und den Habitaten 5 und 6 sowie zwischen den Habitaten 5 und 6. Die niedrigste Konzentration lag vom Buschberg vor, die höchste von Staatz.

Die statistischen Unterschiede der **Zn-Konzentrationen** (Umfang: 24,834–31,94 ppm) waren eher unauffällig. Ein gewisser, aber letztlich doch wenig relevanter Unterschied fand sich zwischen den Habitaten Kurdějov und Hundsheimer Berg.

Beim summarischen Vergleich der Schwermetallkonzentrationen in den untersuchten Vegetationsstrata zeigt sich, daß sich nur für Cu und Zn signifikante Unterschiede ergaben, bei Cd und Pb dagegen wurde eine statistisch bedeutsame Inkohärenz nicht erreicht. Die niedrigste Cd-Belastung wies *Sambucus nigra* auf, die niedrigste Pb-Belastung fanden wir bei *Urtica dioica*. In bezug auf die Cd bestanden bedeutsame Kontraste zwischen *Acer platanoides* und *Sambucus nigra*, bei den Pb-Werten zwischen *Acer platanoides* und *Urtica dioica*. Diese Unterschiede dürfte freilich mit den Bodenverhältnissen und/oder mit der speziellen Luftkontamination zusammenhängen.

Diskussion

Hauptziel der Untersuchungen war die Klärung der Möglichkeit einer praktischen Nutzung mancher Wirbelloser (nicht gefährdeter und gut zugänglicher Tierarten) und mancher Pflanzenrepräsentanten verschiedener Strata für die Beurteilung der Schicksale von Schwermetallen in den trophischen Verkettungen bzw. der Schwermetalleinflüsse auf die Umwelt, in bezug auf den Landschaftschutz.

Welcher Nutzen bzw. welcher Nutzungsgrad kann von den ausgewählten Modellgruppen als Bioindikatoren der Umweltbelastung durch Schwermetalle erwartet werden? Im folgenden soll nur auf manche besonders interessante Resultate eingegangen werden. So wies z. B. der Hundsheimer Berg im Boden die niedrigsten Schwermetallkonzentrationen und auch sonst Merkmale einer relativ geringen anthropogenen Belastung auf. Trotzdem wurden auch in diesem Naturschutzgebiet erhöhte Pb-Niveaus bei Weinbergschnecken festgestellt. Das gleiche trifft dort für das Stratum der niedrigen Pflanzen (*Urtica dioica*) und für das Strauchstratum (*Sambucus nigra*) zu. Das niederösterreichische Naturschutzgebiet Buschberg wies erhöhte Cd-Niveaus sowohl im Boden als auch bei „allen untersuchten Wirbellosen“ auf, dies gemeinsam mit Pb, Zn (fixierte Form) und Cu (akzeptable Form). Dagegen konnte auf dem Buschberg keine anthropogen bedingte Belastung durch Pb und Zn nachgewiesen werden, und die Cd- und Cu-Niveaus waren sehr niedrig. Dasselbe gilt für den Schwermetallgehalt der untersuchten Wirbellosen mit relativ niedrigen bzw. mittleren Werten (mit Ausnahme von Zn bei Weinbergschnecken). Relativ höhere Cd- und Cu-Werte wurden auf dem Buschberg in Baumkronen (*Acer platanoides*) festgestellt. Die untersuchten südmährischen Habitate (durchwegs Naturschutzgebiete) wiesen folgende bedeutsame Schwermetallniveaus auf: Děvičky (Pollauer Berge) mit erhöhter fixierter und löslicher Cd-Form im Boden. Diese erhöhte Cd-Bodenbelastung ist auf anthropogene Einwirkung zurückzuführen.

Die Untersuchung der Wirbellosen ergab bei den Fleischfliegengemeinschaften erhöhte Cd-, Pb- und Zn-Niveaus. Bei den Pflanzen wurde nur im *Urtica*-Stratum ein erhöhter Cd-Gehalt festgestellt.

Relativ hohe Cd-Niveaus (akzeptable Form) und mittlere Cd-Niveaus (lösliche Form) im Boden, die auf anthropogene Belastung hindeuten, wurden bei Kurdějov in Südmähren entdeckt. Unter den Wirbellosen fanden wir erhöhte Cd-Werte bei den „übrigen Heliciden“. In Hostěrádky fanden wir erhöhte Pb-Werte im *Urtica-Stratum* und im Baumkronenstratum (*Acer platanoides*). Erhöhte Zn-Gehalte fanden wir in allen Pflanzenstrata.

Im niederösterreichischen Hollenburg wurde deutlicher Cd-Einfluß in den Böden der dortigen Weinberge festgestellt, der für das System Boden/Pflanze insbesondere in der Cd-löslichen Form als gefährlich gilt. Erhöhte Cd-Werte wurden dort auch bei Fleischfliegen beobachtet, ebenso erhöhte Cu-Werte bei allen Wirbellosen. Die Pflanzenstrata in Hollenburg wiesen hingegen nur mäßige bis mittlere Schwermetallniveaus auf.

Bezogen auf die einzelnen Wirbelosengruppen ist zusammenfassend festzustellen: Die Speicherung von Cd sank von den lokal stark bodengebundenen Regenwürmern über die volatilen Fleischfliegen und standorttreuen Schnecken. Bei den Fleischfliegen ergab sich trotz ihrer Mobilität, Kurzlebigkeit und morphophysiologischen Konstitution eine relativ hohe Pb-Konzentration, fast in gleicher Weise wie bei den ortsgebundenen Regenwürmern. Die höchsten Cu-Niveaus wurden bei den Schnecken aller Gruppen festgestellt – in Übereinstimmung mit der existentiellen Bedeutung dieses Metalls für deren Physiologie (Haemolymphe). Die Cu-Werte waren bei den Fleischfliegen niedriger und bei den Regenwürmern am niedrigsten. Die höchsten Zn-Werte traten bei den Regenwürmern auf, die niedrigsten wurden bei Weinbergschnecken ermittelt. Diese Feststellungen lassen sich mit den Angaben in der vorliegenden Literatur (STREIT 1994) gut vereinbaren. Die Nutzung der Wirbellosen für ein Schwermetall-Biomonitoring fand auch eine Stütze in den von der NATO (1996) geförderten Forschungen.

Manche der hier vorgelegten Resultate beweisen, daß die von uns festgestellten Schwermetall-Niveaus und Trends stellenweise kritisch (Děvičky in den Pollauer Bergen, Buschberg in Niederösterreich) sind, da sie sich den Konzentrationen nähern, die die Prozesse zwischen Boden und Pflanzendecke nachweislich stören (STREIT 1994). Zur Problematik der Schwermetallbelastung leisten auch unsere früheren Untersuchungen einen nützlichen Beitrag (PAVEL & POVOLNÝ 1994).

Schlußfolgerungen

Lösliche Schwermetallformen im Boden

Cd: Die gefundenen Werte entsprechen meist dem mittleren Gehalt (nach MONITOR 1992), nur die Habitate Děvičky (Südmähren), Buschberg und Hollenburg (Niederösterreich) weisen „Risiko-Werte“ auf. In allen drei Fällen stammten die Bodenproben aus der unmittelbaren Umgebung intensiv befahrener Verkehrslinien.

Pb: Alle Habitate weisen unauffällige Werte bzw. „Blank-Werte“ auf, wobei der Wert für den Buschberg – wohl wegen der unmittelbaren Nähe eines Parkplatzes – etwas höher lag.

Cu: Alle Habitate weisen unauffällige Werte auf, wobei sie im Bereich bzw. in der Nähe von Weinbergen (Kurdějov, Hostěrádky und Hollenburg) etwas höher sind.

Zn: Alle Habitate weisen unauffällige „Blank-Werte“ auf, nur der Wert des Buschbergs ist etwas erhöht.

Anthropogene Belastung

Im allgemeinen wird deutlich, daß besonders die südmährischen Habitate (Kurdějov und Hostěrádky) durch Cd und Pb mehr belastet sind als die niederösterreichischen Habitate, wo nur in der unmittelbaren Nähe intensiv befahrener Verkehrslinien (Staatz, Hollenburg) etwas erhöhte Werte gefunden wurden.

Bemerkenswert ist, daß der Pb-Einfluß in Niederösterreich (im Rahmen der anthropogenen Belastung) gleich null war – wohl als Folge der Nutzung des bleifreien Treibstoffes. Sehr niedrige Cu- und Zn-Belastung herrschte im ganzen Untersuchungsgebiet mit Ausnahme von Hollenburg, wo allerdings etwas höhere Cu-Werte gefunden wurden. Dies dürfte auf der intensiven Behandlung der dortigen ausgedehnten Weinberge beruhen.

Belastung der Wirbellosen

Die höchsten Cd-Werte wurden bei Regenwürmern gefunden. Dabei spielt aber die Bodenreaktion (vor allem der Ca-Gehalt) eine wichtige Rolle wie auch die Fähigkeit der Regenwürmer, den Cd-Level durch Resistenzmechanismen zu regulieren, wobei besonders dem Ca-Gehalt des Bodens eine wichtige Rolle zukommt. Aber auch hier war bezeichnend, daß die höchsten Cd-Werte wiederum in Staatz mit dessen intensivem Kraftwagenverkehr auftraten – ähnlich wie im Fall von Kurdějov und Hostěrádky.

Bei Schnecken und bei Fleischfliegen erreichte der Cd-Gehalt etwa die Hälfte des bei Regenwürmern gefundenen Niveaus. Der Pb-Gehalt war bei Schnecken etwa halb so hoch wie bei den Regenwürmern und Fleischfliegen. Lokal erhöhte Pb- (und Cd-) Werte wurden wiederum in Staatz registriert (vgl. auch oben).

Die Regenwürmer wiesen auch die höchsten Zn-Werte auf, wobei freilich dieses Element ein Biometall ist. Auffallend ist, daß bei den Regenwürmern das erhöhte Zn-Niveau mit einem erhöhten Cd-Niveau parallel auftrat (besonders in Kurdějov, Hostěrádky und Staatz).

Das höchste Speicherniveau von Pb wurde bei Regenwürmern als Detritophagen festgestellt. Es lag etwa zweimal höher als bei Schnecken (als Phytophagen). Bemerkenswerterweise wurden die höchsten Pb-Speicherniveaus bei Fleischfliegen ermittelt, die aus diesem Grund als ein Depot-Modell für Pb dienen könnten. Es bleibt abzuwarten, ob dieser Befund mit der großen Flugaktivität dieser Insekten zusammenhängt.

Die Cu-Werte waren bei allen Wirbellosen relativ niedrig – hinzu kommt, daß dieses Element dort ein wichtiger Bestandteil der Haemolymph ist. Dies wird besonders bei Schnecken deutlich.

Schwermetallbelastung der Pflanzenstrata

Den Literaturangaben entspricht allgemein die Tatsache, daß der Pb-Gehalt in den untersuchten Pflanzen ein Vielfaches des Cd-Gehaltes ausmacht. Die zweithöchsten Werte erreichte Zn (wohl in bezug auf dessen bekannte Mobilität) im Boden. Die relativ hohen Werte in den Blättern von Ahorn (*Acer platanoides*) dürften wohl mit der hohen Luftbelastung zusammenhängen. Andererseits ist bemerkenswert, daß im untersuchten Habitat von Hollenburg (in ausgedehnten Weinbergen gelegen) im ganzen Pflanzenstratum eine relativ niedriges Schwermetallniveau festgestellt wurde. Dabei dürfte von Wichtigkeit sein, daß die dortige intensive Weinbergbewirtschaftung mit Dieselmotoren erfolgt, während LKW- und PKW-Verkehr relativ niedrig bleiben.

Recht überraschend sind die relativ hohen Pb-Werte vom Hundsheimer Berg. Nach der dortigen Pb-Quelle sollte in einer speziellen Untersuchung gesucht werden.

Es bleibt auch abzuwarten, ob relativ hohe Gehalte der fixierten und löslichen Cd-Form im Boden und Cd-Gehalt der Brennessel (*Urtica dioica*) zusammenhängen. Eine ähnliche Beziehung dürfte zwischen akzeptabler Cd-Form, anthropogener Cd-Belastung und relativ hohem Cd-Gehalt in den Blättern des Holunders (*Sambucus nigra*) bestehen. Abschließend sei noch betont, daß die Resultate der Analysen der Schwermetalle im Pflanzenstratum nur vorläufigen Charakter haben, weil sie sich lediglich aus einem Untersuchungsjahr stammen.

Danksagung

Die Forschungsarbeiten wurden im Rahmen des österreichisch-tschechischen Programmes „AKTION“ finanziert. Prof. Dr. Karl WITTMANN (Institut für Medizinische Biologie, Universität Wien) unterstützte beispielhaft unsere Arbeit. Den Herren Prof. Dr. Rudolf MAIER und Prof. Dr. Wolfgang WAITZBAUER (Institut für Ökologie und Naturschutz, Universität Wien) gebührt unser Dank für ihre Hilfeleistungen während der Drucklegung dieses Beitrages.

Literatur

- BARTOŠOVÁ M. & POVOLNÝ D., 1997: Schwermetallgehalte bei Fleischfliegen und ihren Wirten in den österreichischen Alpen bei Lunz am See (Diptera: Sarcophagidae / Annelida: Lumbricidae / Gastropoda: Helicidae). Entomol. gener. 22 (1), 57-73.
- BENGTSSON G., GUNNARSON T. & RUNDGREN S., 1986: Effects of metal pollution on the earthworm *Dendrobaena rubida* (SAV.) in acidified soils. Water, Air and Soil Pollution 28, 361-383.

- BERGER B. & DALLINGER R., 1993: Terrestrial snails as quantitative indicators of environmental metal pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* 25 (1), 65-84.
- BOUCHE M., VAN STRAALLEN N. & KRIVOLUTSKY D., 1996: An integrated bioindication system applied to soil pollution assessments: from earthworms to ecosystems. In: BOUCHE M. & VAN STRAALLEN N. (Ed.), *Bioindicator systems for soil pollution. Proc. NATO Adv. Res. Workshop on New Approaches to the Development of Bioindicator Systems for Soil Pollution, Moscow, Russia, 24-28 April 1995*, p. 141-153.
- BRADLEY M. & RUNHAM N., 1996: Heavy metal toxicity in the snail *Helix aspersa maxima* reared on commercial farms: cellular pathology. In: *Slug and snail pests in agriculture. Proceedings of Symposium, University of Kent, Canterbury, UK, 24-26 September 1996*, p. 353-358.
- CARTER A., KENNEY E., GUTHRIE T. & TIMMENG H., 1983: Heavy metals in earthworms in non-contaminated and contaminated agricultural soil from near Vancouver, Canada. In: SACHELL J. E. (Ed.), *Earthworm ecology – from DARWIN to vermiculture*, p. 267-274, 8 ref., 4 Figs., 1 Table.
- DALLINGER R., JANSSEN H., BAUER-HILTY A. & BERGER B., 1989: Characterization of an inducible cadmium-binding protein from hepatopancreas of metal-exposed slugs (Arionidae, Mollusca). *Comp. Pharm. Tox.* 92, 355-360.
- EDWARDS C., SUBLER S., CHEN S., BOGOMOLOV D., VAN STRAALLEN N. & KRIVOLUTSKY D., 1996: Essential criteria for selecting bioindicator species, processes, or systems to assess the environmental impact of chemical on soil ecosystems. In: BOUCHE M. & VAN STRAALLEN N. (Ed.), *Bioindicator systems for soil pollution. Proc. NATO Adv. Res. Workshop on New Approaches to the Development of Bioindicator Systems for Soil Pollution, Moscow, Russia, 24-28 April 1995*, p. 67-84.
- GRAFF S., BERKUS M., ALBERTI G. & KOHLER H., 1997: Metal accumulation strategies in saprophagous and phytophagous soil invertebrates: a quantitative comparison. *BioMetals* 10, 45-53.
- GREVILLE R. & MORGAN A., 1991: A comparison of (Pb, Cd and Zn) accumulation in terrestrial slugs maintained in microcosmos: evidence for metal tolerance. *Environ. Poll.* 74, 115-127.
- JAVORSKÝ P. & KREČMER F., 1987: Chemické rozbory v zemědělských laboratořích, II. díl, 2. část. České Budějovice. Ministerstvo zem. a výživy ČSR. 272 pp.
- KOCH M., 1992.: Rekoran-Programm der Regressions- und Korrelationsanalyse für PC VŠZ Brno.
- LINERES M., FAYOLLE L., TAUZIN J. & JUSTE C., 1985: Accumulation of heavy metals in *Eisenia foetida andrei* (Oligochaeta, Lumbricidae) grown in urban compost. *Agronomie* 5, 779-784.
- LODENIUS M., 1990: Environmental mobilization of mercury and cadmium. *Publ. Univ. Helsinki* 13.
- NUORTEVA P., 1990: Metal distribution patterns and forest decline. Seeking achilles heels for metals in Finnish forest biocenoses. *Environ. Conserv. Univ. Helsinki*, no. 11, 1-77.
- PAVEL J. & POVOLNÝ D., 1994: Ergebnisse zweijähriger Untersuchungen der Schwermetall-Gehalte bei Fleischfliegen und ihren Wirten (Diptera: Sarcophagidae / Annelida: Lumbricidae / Gastropoda: Helicidae). *Entomol. gener.* 18, 213-216.
- PIŽL V. & JOSENS G., 1995: The influence of traffic pollution on earthworms and their heavy metal contents in an urban ecosystem. *Pedobiologia* 39, 442-453.
- PIŽL V. & JOSENS G., 1995: Earthworm communities along a gradient of urbanization. *Environ. Poll.* 90, 7-14.

- SPURGEON D., SANDIFER R., HOPKIN S., VAN STRAALLEN N. & KRIVOLUTSKY D., 1996: The use of macro-invertebrates for population and community monitoring of metal contamination – indicator taxa, effect parameters and the need for a soil invertebrate prediction and classification scheme (SIVPACS). In: BOUCHE M. & VAN STRAALLEN N. (Ed.), *Bioindicator systems for soil pollution*. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on New Approaches to the Development of Bioindicator Systems for Soil Pollution, Moscow, Russia, 24-28 April 1995, p. 95-110.
- SPURGEON D. & HOPKIN S., 1996: Risk assessment of the threat of secondary poisoning by metals to predators of earthworms in the vicinity of a primary smelting works. *Science of the Total Environment* 187, 167-183.
- STREIT B., 1994: *Lexikon Ökotoxikologie*. 896 pp. Verlag Chemie, Weinheim.
- VAN GESTEL C., DIRVEN VAN BREEMEN E., KAMERMAN J., EIJSSACKERS H. & HAMMERS T., 1993: The influence of soil clean up on the bioavailability of heavy metals for earthworms and plants. In: EIJSSACKERS H. (Ed.), *Integrated soil and sediment research: a basis for proper protection*. Selected Proceedings of the First European Conference on Integrated Research for Soil and Sediment Protection and Remediation (EUROSOL), Maastricht, 6-12 September 1992, p. 345-348.
- VAN STRAALLEN N. & HAAN FAM DE VISSER-REYNEVELD M., 1996: Uptake of pollutants by soil organisms. *Soil pollution and soil protection*, p. 55-64.
- Wegleitung für die Probenahme und Analyse von Schadstoffen in Boden, 1987: Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Bern.
- WEIGMANN G., 1991: Heavy metal levels in earthworms of a forest ecosystem influenced by traffic and air pollution. *Water, Air and Soil Pollution (Dordrecht, Netherlands)* 57/58, 655-663.
- WELTIE L., 1998: Mixture toxicity and tissue interactions of Cd, Cu, Pb and Zn in earthworms (Oligochaeta) in laboratory and field soils: critical evaluation of data. *Chemosphere* 36, 2643-2660.
- WELTIE L. & POSTHUMA L., 1994: Ecotoxicity of heavy metals applied jointly to terrestrial invertebrates. *Proc. 3rd European Conference on Ecotoxicology*, Zürich, p. 16.
- ZLATNÍK A., 1963: Grossgliederung der Vegetationsstufen und deren Indikation durch Pflanzenarten am Beispiel der Wälder der Tschechoslowakei. *Preslia* 35, 31-51.
- Výzkumný ústav ekoagrotechniky Hrušovany u Brna: MONITOR – Realizační výstup DU Z 783-02. Obnova a ochrana ekologických funkcí půd. Časová etapa 1992.

Manuskript eingelangt: 1999 10 08

Anschrift: Ing. Dr. Marie BARTOŠOVÁ und Prof. Ing. Dr. Dalibor POVOLNÝ, Ústav chemie a biochemie, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita Brno, Zemědělská 1, CZ-61300 Brno, Česká Republika – Institut für Chemie und Biochemie, Mendel-Universität für Land- und Forstwirtschaft Brno, Zemědělská 1, CZ-61300 Brünn, Tschechische Republik. – E-mail: bart@mendelu.cz

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Früher: Verh. des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [137](#)

Autor(en)/Author(s): Bartosova Marie, Povolny Dalibor

Artikel/Article: [Schwermetallgehalte bei Fleischfliegen und ihren Wirten in ausgewählten Habitaten Niederösterreichs und Südmährens 175-204](#)