

BODENORGANISMEN ALS BIOINDIKATOREN FÜR SCHADSTOFFBELASTUNGEN

FALLSTUDIE BRIXLEGG

Zusammenfassende Darstellung

Hannes POHLA
Elfriede KASPEROWSKI

**MONOGRAPHIEN
BAND 45**

Wien, September 1994

Bundesministerium für Umwelt
Jugend und Familie



Autoren: Dr. Hannes Pohla und DI Dr. Elfriede Kasperowski (UBA, Zentralstelle Wien)

Mitarbeit: Johann Glatz (UBA, Zweigstelle West)
Dr. John Haslett (Universität Salzburg)
Ing. Johann Hummel (UBA, Zweigstelle West)
Walter Hupf (UBA, Zweigstelle West)
Doz. Dr. Ellen Kandeler (Bundesanstalt f. Bodenkultur, Wien)
Dr. Gabriele Lüftenegger (Universität Salzburg)
DI Michael Mirtl (UBA, Zentralstelle Wien)
Mag. Margit Palzenberger (Universität Salzburg)
Dr. Nicola Rampazzo (Universität f. Bodenkultur, Wien)
Dr. Heinrich Schatz (Universität Innsbruck)
Dr. Irene Schatz (Universität Innsbruck)
DI Sigrid Schwarz (UBA, Zentralstelle Wien)
Dr. Fritz Seewald (Universität Salzburg)
Ing. John Wright (Ludwig Boltzmann Institut Biolog. Landbau, Wien)
Dr. Klaus Peter Zulka (Universität Wien)

Analytik: **Umweltbundesamt**
Mag. Gundi Lorbeer (Laborkoordination)
Dr. Rudolf Bürkl, Dr. Eduard Frank, DI Dr. Erich Fürst, Ing. Ferdinand Gatterrig, Roman Glorius, Gabriela Handl, Mag. Dr. Andrea Hanus-Illnar, Ing. Werner Hartl, Karin Heilingbrunner, Sabine Hotowec, Ing. Reinhard Kohler, Ing. Wolfgang Moche, Rosina Oppolzer, Nora Pasztory, Andreas Poell, Ing. Thomas Remesch, Michael Schöndorfer, DI Peter Seif, Susanne Spellitz, DI Johannes Striedner, Ing. Franz Svabenicky, Gerhard Thanner, Heidrun Wessonig

**editorische
Betreuung und
Layout:**

Elisabeth Lössl (UBA, Zentralstelle Wien)

Titelfoto: Wimpertierchen (*Platyophoya spumacola*), W. Foissner

Dank: *Allen Grundbesitzern und Pächtern der Untersuchungsflächen*

ergänzende Datengrundlagen zur vorliegenden Publikation

- *Report UBA-94-099a: Bodenbiologische, -chemische und -physikalische Erhebungen im Raum Brixlegg: Grundlagen, Bodenphysik, Bodenchemie und Vegetation.*
- *Report UBA-94-099b: Bodenbiologische, -chemische und -physikalische Erhebungen im Raum Brixlegg: Mikrobiologie und Mikrofauna.*
- *Report UBA-94-099c: Bodenbiologische, -chemische und -physikalische Erhebungen im Raum Brixlegg: Mesofauna und Makrofauna.*

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5

Druck: Riegelnik

Karte vervielfältigt mit Genehmigung des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (Landesaufnahme) in Wien, Zl. L 70 311/94.

© Umweltbundesamt, Wien, September 1994
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-166-6

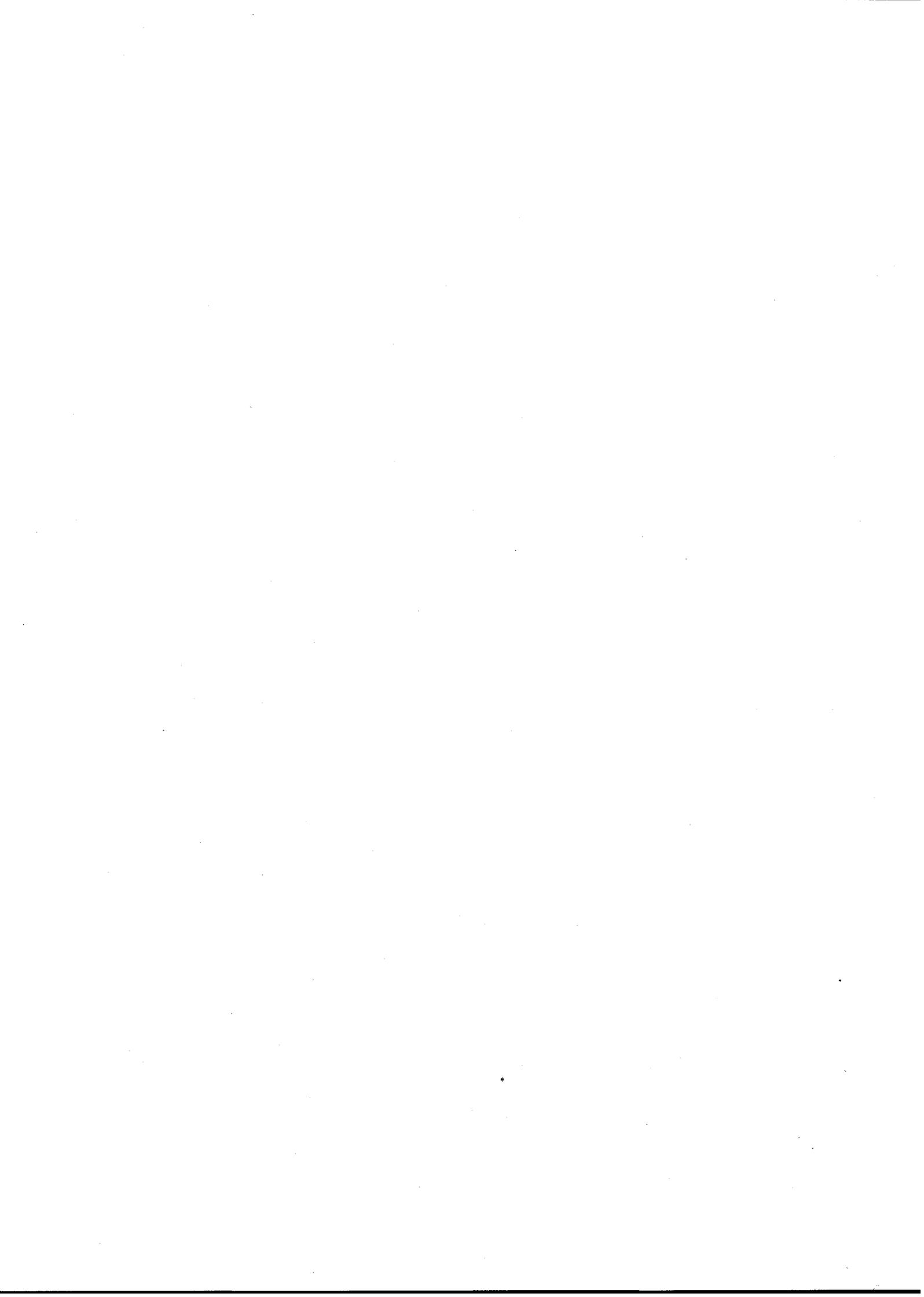
Vorwort

In der Umgebung eines Industriestandortes bei Brixlegg (Nordtirol) wurden hohe Konzentrationen verschiedener Umweltschadstoffe im Boden festgestellt, darunter viele Schwermetalle und Dioxine. Nationale wie internationale Richtwerte für die Schadstoffbelastung von Böden werden z. T. beträchtlich überschritten. Vom Umweltbundesamt wurde daher unter Mitwirkung externer Kooperationspartner ein umfangreiches bodenphysikalisches, –chemisches und –biologisches Untersuchungsprogramm durchgeführt, um Informationen über die Auswirkungen dieser Schadstoffbelastung auf die Bodenfauna zu gewinnen.

Zur Umweltkontrolle werden in steigendem Ausmaß Bioindikatoren eingesetzt, wobei die Bioindikation in Gewässern auf eine lange Tradition zurückblicken kann. Trotz der meist nur semi-quantitativen Natur der Daten solcher Untersuchungen, zeichnen sie sich gegenüber chemisch–analytischen Methoden dadurch aus, daß direkt auf die Schadstoffwirkung geschlossen werden kann. Ein weiterer Vorteil der Bioindikation ist, daß ohne vorherige Kenntnis der Konzentration jedes einzelnen Schadstoffes und ohne Kenntnis um Wechselwirkungen zwischen Schadstoffen untereinander (synergistische und/oder antagonistische Wechselwirkungen) Wirkungen von “Schadstoffcocktails” in einer integralen Form beschrieben werden.

Aus der Vielfalt an Organismen des Bodens wurden für diese Studie aus verschiedenen Lebensräumen (Vegetationsschicht, Bodenoberfläche, Bodeninneres) sowie aus verschiedenen Größenklassen und Ernährungstypen potentielle Indikatororganismen–Gruppen ausgewählt. Insgesamt ist damit ein guter Überblick über Reaktionen der Bodenlebewesen–Gemeinschaften auf den festgestellten Schadstoffgradienten möglich.

Der vorliegende Bericht beschreibt zusammenfassend die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchung und bewertet die Eignung verschiedener Indikatorgruppen für ihren Einsatz im Rahmen der Umweltkontrolle. Eine ausführliche Darstellung mit den Einzelergebnissen liegt in Form dreier Reports des Umweltbundesamtes vor (UMWELTBUNDESAMT, 1994a–c).



BODENORGANISMEN ALS BIOINDIKATOREN FÜR SCHADSTOFF-BELASTUNGEN – FALLSTUDIE BRIXLEGG (Zusammenfassung)

In der Umgebung des Industriestandortes Brixlegg wurden bei früheren Untersuchungen hohe Konzentrationen an Schwermetallen und polychlorierten Dibenzodioxinen und –furanen im Boden festgestellt. Da nationale wie internationale Richtwerte für die Schadstoffbelastung von Böden z. T. beträchtlich überschritten sind, wurde vom Umweltbundesamt unter Mitwirkung externer Kooperationspartner ein umfangreiches Untersuchungsprogramm durchgeführt, um Informationen über Auswirkungen auf das Bodenleben zu gewinnen. Damit wird unter anderem dem Umstand Rechnung getragen, daß im Rahmen der Umweltkontrolle immer häufiger Pflanzen und Tiere als Indikator– bzw. Monitororganismen zur Beurteilung von Schadstoffbelastungen eingesetzt werden. Die Bedeutung biologisch/ökologischer Untersuchungen ergibt sich aus der Tatsache, daß die Bewertung von Belastungen von Ökosystemen auf Basis chemischer Analysen durch bodenbiologische Untersuchungen ergänzt und vertieft werden können. Ziel des Projektes war es daher vor allem, den Indikatorwert einzelner Organismengruppen des Bodens abzuschätzen.

Daraus ergab sich die Forderung, möglichst viele potentielle Indikatorgruppen zu berücksichtigen. Diese Prämisse hatte zur Folge, daß die Anzahl der untersuchten Standorte räumlich und zeitlich betrachtet limitiert sein mußte. Es wurde darauf Wert gelegt, so viele Parameter wie möglich aus identem Bodenmaterial zu bestimmen, um einen direkten Bezug zwischen einzelnen Parametern herstellen zu können.

Untersuchungsgebiet

Im Untersuchungsgebiet fand seit dem Mittelalter die Verhüttung kupferhaltiger Erze statt. 1977 wurde der Kupferbergbau eingestellt. Seit dieser Zeit wird Kupfer in Österreich am Standort Brixlegg aus Altmaterialien gewonnen (Sekundärkupferproduktion).

Zink, Kupfer, Blei und Cadmium stellen 1987 rund 92 Prozent der Spurenmetall–Emissionen dar. Zusätzlich wurden durch die Sekundärkupferproduktion organische Schadstoffe, insbesondere Dibenzodioxine und –furane, freigesetzt.

Südwestlich des Emittenten wurden vier Untersuchungsstandorte in unterschiedlicher Entfernung (A: 300 m, B: 1.130 m, C: 2.430 m, D: 5.900 m) auf bewirtschafteten Dauergrünlandböden ausgewählt. Sie befinden sich rechtsufrig des Inn im ehemaligen Auengebiet.

Der Standort A ist als eine durch Bewirtschaftungsmaßnahmen stark beeinflusste "kalkfreie Lockersedimentbraunerde" einzustufen. Die Böden der Standorte B, C und D sind dem Bodentyp "kalkhaltiger grauer Auboden" zuzuordnen.

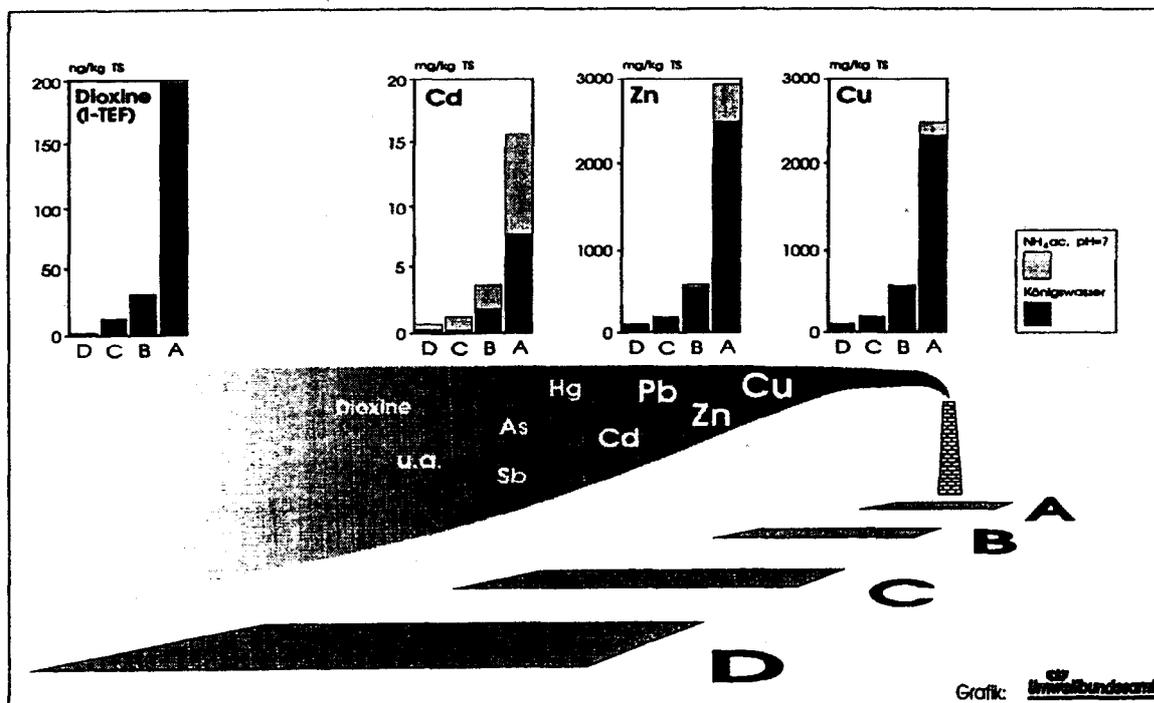
Allgemeine Bodenparameter

Für die Interpretation der bodenbiologischen Daten sind neben der Schadstoffbelastung vor allem die Parameter pH–Wert, gesamter organischer Kohlenstoff, gesamter anorganischer Kohlenstoff, Sand– und Tongehalt, Bodenfeuchte sowie verfügbares Calcium von Bedeutung.

Durch intensive Kalkung und hohe Gaben organischer Dünger entstand am Standort A ein an der Bodenoberfläche calciumreicher Boden mit hohem Anteil an unzersetztem organischen Material und damit einer reichen Nahrungsquelle für Bodenorganismen. Der pH-Wert von A ist nur geringfügig niedriger als von den anderen drei Flächen. Standort C unterscheidet sich von den übrigen Standorten vor allem durch höheren Sandanteil, geringeren Gehalt an organischer Substanz sowie geringerer Bodenfeuchte. Die Böden der Flächen B und D sind einander sehr ähnlich.

Schwermetalle

Bei den Schwermetallen (Kupfer, Zink, Blei, Cadmium, Quecksilber, Arsen, Antimon, Nickel, Chrom, Thallium und Vanadium wurden berücksichtigt) erfolgte eine Analyse der "Gesamtgehalte" sowie der Gehalte im Bariumchloridauszug und in sechs verschiedenen Fraktionen nach sequentiellen Laugungen. Bei den meisten Spurenmetallen konnte unabhängig vom Analyseverfahren besonders in den obersten Bodenschichten eine ausgeprägte Abnahme mit der Entfernung von der Kupferhütte festgestellt werden (siehe Abbildung). Hinsichtlich der biologischen Verfügbarkeit der Schwermetalle fällt auf, daß mit abnehmender Entfernung vom Werksgelände nicht nur die absoluten Werte, sondern auch die Anteile in den leichter verfügbaren Fraktionen zunehmen. Es kann dies als Hinweis für den Emissionseinfluß gewertet werden. Die verfügbaren Anteile schwanken elementspezifisch beträchtlich. Durch einen besonders hohen Anteil in leicht löslichen Fraktionen fällt Cadmium auf.



Schadstoffgradient der Untersuchungsflächen (Standorte A, B, C, D in 300, 1.130, 2.430 und 5.900 m Entfernung in Hauptwindrichtung SW vom Emittenten am Beispiel der Schadstoffparameter Dioxine (I-TEF = Internationale Toxizitäts-Äquivalente), Cadmium, Zink und Kupfer. Bei den Metallen wird hier zwischen mobilen Anteilen (NH_4ac = Ammoniumacetatauszug) und "Gesamtgehalten" (Königswasserauszug) unterschieden. Eine besonders hohe mobile Fraktion mit einem Anteil von jeweils etwa 50 % weist Cadmium auf.

Organische Schadstoffe

Bei den polychlorierten Dibenzodioxinen und –furanen zeigt sich ein ausgeprägter Gradient, bei den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen ist er weniger deutlich.

Vegetation

Die drei Standorte B, C und D entsprechen der Artenzusammensetzung nach den im Gebiet üblichen Fettwiesen junger Sukzessionsstadien, wobei die geringere Bodenfeuchte am Standort C sich auch in der Artenzusammensetzung widerspiegelt. Mit Ausnahme des Auftretens einer ausgeprägt schwermetalldoleranten Pflanzenart auf Standort A (*Silene vulgaris*), ist kein Einfluß der Schadstoffbelastung auf die Artenzusammensetzung erkennbar. Die Vegetation der Standorte ist primär durch deren Nutzung geprägt.

Bodenenzymatik

Die Analyse verschiedener bodenenzymatischer Parameter zeigte in 5–10 cm Bodentiefe, abhängig von der Schadstoffbelastung, eine starke Hemmung von Biomasse, Atmung, Dehydrogenase, Protease, alkalische Phosphatase, Arylsulfatase sowie potentieller und aktueller Nitrifikation. Beim gegenwärtigen Wissensstand muß dieser Effekt auf die Schwermetallbelastung der Böden zurückgeführt werden. In der obersten Bodenschicht (0–5 cm) ist ein Zusammenhang mit der Schadstoffbelastung nicht erkennbar. Der Schadstoffeinfluß ist hier wahrscheinlich durch Kalkung und intensive organische Düngung überlagert.

Mikrofauna (Wimpertierchen und Schalenamöben)

An den vier Standorten wurde die Struktur der Wimpertierchen– und Schalenamöben–Gemeinschaften untersucht. Die Artenzahl war nur auf der trockeneren Fläche C vermindert. Eine aufgrund von Laboruntersuchungen als sensitiv gegenüber Schwermetallbelastung erkannte Art wurde lediglich am geringst belasteten Standort D nachgewiesen. Eine ausgeprägte Hemmung der Wimpertierchenfauna entlang des Schadstoffgradienten war nicht feststellbar. Ein Vergleich der vom Boden her sehr ähnlichen Standorte B und D ergibt jedoch auf der gering belasteten "Kontrollfläche" D eine um 60 % höhere Biomasse und eine um 43 % erhöhte Häufigkeit an Wimpertierchen.

Bei den Schalenamöben ist in der obersten Bodenschicht (0–5 cm) kein Schadstoffeinfluß erkennbar. Auch bei dieser Tiergruppe ist der Standort C am arten– und individuenärmsten. Die Schalenamöben–Biozönose in 5–10 cm Bodentiefe ist an allen Standorten als verarmt zu beurteilen. Die höheren Anteile unbelebter Schalen auf den schadstoffreicheren Böden deuten auf ein herabgesetztes Dekompostierungsvermögen und/oder auf eine erhöhte Mortalität in den schadstoffbelasteten Böden hin. Der mögliche schädigende Schadstoffeinfluß am Standort A ist durch andere Faktoren (insbesondere dem hohen Gehalt an organischer Substanz und einem reichlichen Calcium–Angebot) mit positiven Auswirkungen auf die Mikrofauna überlagert.

Mesofauna (Springschwänze und Milben)

Der mögliche Effekt der Schadstoffe wird durch überlagernde Faktoren noch mehr verwischt. Dies ist wohl darauf zurückzuführen, daß es sich dabei um Arten mit größerer Mobilität handelt. Es überwiegen Arten mit breiter ökologischer Valenz (wenig anspruchsvolle Arten) und dadurch einem höheren Potential, Störungen zu ertragen. Darüberhinaus ist aufgrund eines kleinräumigen Verbreitungsmusters der Mesofauna eine sehr hohe Variationsbreite festzustellen.

Makrofauna der Bodenoberfläche (Käfer, Spinnen)

Wie bei der Mesofauna überwiegen auch hier generell anspruchslosere Arten. Ein Schadstoffeinfluß ist damit nicht erkennbar. Für Unterschiede in der Artenvielfalt dürften hier vor allem die Nähe zu verschiedenen Nachbarbiotopen sowie Unterschiede in der Bodenfeuchte ausschlaggebend sein.

Bodenmakrofauna (Regenwürmer)

- *Regenwurmgesellschaften*

Die gegenüber Schwermetallbelastung als empfindlicher bekannten Vertreter der Mineralbodenbewohner treten nur an den weniger belasteten Flächen C und D auf. Hinsichtlich Arten- und Individuenzahlen ist bei den Regenwürmern kein deutlicher Zusammenhang mit der Schadstoffbelastung feststellbar.

- *Akkumulation von Schwermetallen in Regenwürmern*

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Universität Salzburg zeigen, daß in Abhängigkeit vom Schwermetall ein unterschiedliches Akkumulationsverhalten bei der Regenwurmart *Lumbricus rubellus* vorliegt. Bei Kupfer ist eine ausgeprägte positive Korrelation zwischen Bodengehalt und Konzentration im Regenwurm gegeben. Bei Zink und Cadmium ist dagegen kein einfacher Zusammenhang erkennbar, so wurden die höchsten Werte nicht am meist belasteten Standort A gemessen.

Zusammenfassende Bewertung

Die Ergebnisse dieser interdisziplinären Studie weisen darauf hin, daß mögliche Schadstoffeinflüsse durch verschiedene Bodenkennwerte (insbesondere der Gehalt an organischer Substanz, die Bodenfeuchte sowie lösliches Calcium) überdeckt sein können. Prinzipiell ist davon auszugehen, daß negative Effekte vor allem bei sensiblen Arten ihren Niederschlag finden. Bei den vier untersuchten Flächen handelt es sich um bewirtschaftete Grünlandböden im ehemaligen Auwaldgebiet des Inn. Aufgrund der derzeitigen Nutzung sowie der Schadstoffbelastung ist generell mit einer verarmten Fauna im gesamten Untersuchungsgebiet zu rechnen. Das Arteninventar setzt sich somit in erster Linie aus weniger anspruchsvollen Arten zusammen. Bei Bodentieren, von denen die ökologischen Ansprüche besser bekannt sind (Milben, Käfer) wurde tatsächlich festgestellt, daß wenig sensible und allgemein verbreitete, häufige Arten überwiegen (Charakter einer verarmten Wald-Biozönose).

Um einen ausreichend fundierten Überblick über die Reaktionen einzelner potentieller Indikatorgruppen auf die z. T. massiven Konzentrationen von Schadstoffen im Boden zu erhalten, wurden Vertreter aus verschiedenen ökologischen und systematischen Organismengruppen ausgewählt. Dabei konnte festgestellt werden, daß Schadstoffeffekte auf dem Niveau der Biozönosen umso weniger erkennbar waren, je größer und/oder mobiler die betrachteten Organismen waren. Während Mikroorganismen und andere Einzeller noch einen unmittelbaren Kontakt zum Chemismus des Bodens – und damit auch zu den Schadstoffen – aufweisen, geht dieser Kontakt mit zunehmender Körpergröße der Bodenorganismen sukzessive verloren. Die Makrofauna der Bodenoberfläche ist daher – vermutlich überwiegend – über die Nahrung schadstoffexponiert und nicht durch den unmittelbaren Körperkontakt mit dem Boden. Bei diesen Bodenorganismen ist die Artenvielfalt daher vor allem durch mikroklimatische Faktoren (Bodentemperatur, -feuchte), die Habitatstruktur (Dichte und Mannigfaltigkeit des Pflanzenbewuchses) und die Nähe zu intakten Biotopen determiniert.

Aufgrund der Ergebnisse dieser Studie ist anzuregen, in jenen Fällen, wo mit verhältnismäßig geringem Aufwand Aussagen über die Belastung von Böden getroffen werden sollen, bodenenzymatische Untersuchungen durchzuführen. Diese stellen eine "Schnittstelle" zwischen den chemisch-analytischen und den "echten" bodenbiologischen Methoden dar, indem hier nicht die Organismen per se, sondern deren Leistungen (Enzymaktivitäten) analysiert werden. Einzelne bodenenzymatische Parameter könnten sich nach dem derzeitigen Wissensstand auch sinnvoll für die Umweltkontrolle einsetzen lassen. Die Analyse der Mikro- und Mesofauna ist arbeitsaufwendiger und sollte daher spezielleren Untersuchungen vorbehalten sein. Die Analyse von Artenspektren und Gemeinschaftsstrukturen der Makrofauna der Bodenoberfläche (Käfer, Spinnen) bietet sich vor allem bei naturschutzrechtlichen Belangen als Entscheidungshilfe an. Basierend auf dem derzeitigen Wissensstand kann daher ihr Einsatz im Rahmen der Umweltkontrolle nicht uneingeschränkt empfohlen werden. Regenwürmer, als Vertreter der Bodenmakrofauna, eignen sich dagegen gut als Akkumulationsindikatoren für die Schadstoffbelastung. Beim gegenwärtigen Kenntnisstand gilt dies zumindest für die Belastung mit Schwermetallen. Von Vorteil ist ihr häufiges Vorkommen in fast allen Bodentypen sowie der geringe Aufwand bei Probenwerbung und -auswertung.

Im Vergleich zur chemischen Umweltanalytik erlauben bodenbiologische Untersuchungen auch für die Umweltkontrolle wichtige Aussagen: Die chemische Schadstoffanalyse erfaßt die Konzentration ausgewählter Schadstoffe und erlaubt es, diese Werte im Zusammenhang mit Richt- oder Grenzwerten zu diskutieren sowie gegebenenfalls Emittenten für diese Schadstoffe zu ermitteln und/oder zu überprüfen. Im Gegensatz dazu liefern bodenbiologische Parameter Anhaltspunkte über die *integrale Belastung des Ökosystems Boden* und damit ergänzend einen wertvollen Beitrag zur Umweltkontrolle. Allerdings ist zur Interpretation bodenbiologischer Daten im Konnex mit der Schadstoffbelastung von Böden noch ein hoher Forschungsbedarf gegeben. In besonderem Maße gilt dies für die Mikro- und Mesofauna, aber auch für die Schadstoffkinetik bei Regenwürmern.

Die Notwendigkeit für bodenbiologische Untersuchungen ergibt sich nicht zuletzt daraus, daß 1993 die 12millionste chemische Verbindung beschrieben wurde und für den Großteil dieser Verbindungen weder Richt- und Grenzwerte vorliegen noch überhaupt deren Wirkung bekannt ist.

Biological, Chemical and Physical Soil Analyses in the Brixlegg Area (Northern Tyrol, Austria) – Summary

In the vicinity of a copper reclamation plant at Brixlegg (Northern Tyrol, Austria) high concentrations of heavy metals and polychlorinated dibenzodioxines and –furanes were found in the upper soil (for selected pollutants, compare the following figure). As these concentrations partly exceeded national and international guiding values by far, the Austrian Federal Environmental Agency, together with external partners, conducted an extensive study on the effects of pollutants on the soil fauna.

To receive a well-founded survey on how selected indicator groups react to the partly highly elevated concentrations of pollutants within the soil, members of different ecological and systematic groups of organisms were chosen. It was found that with increasing size and/or mobility of the organisms under review the effects of the pollutants were less detectable at the level of biocenoses. Whereas microorganisms and protists are directly linked to the soil chemistry – and, thus, are also directly exposed to the pollutants –, this close relationship between soil chemistry and the organism's body diminishes with increasing body size. Hence, it can be assumed that epigeic macroorganisms are exposed to pollutants through ingested food rather than body contact. Within the latter group the diversity of species mainly depends on microclimatic factors (soil temperature, humidity), the structure of the habitat (density and diversity of vegetation), the way these areas are cultivated and the vicinity to habitats in a more natural state.

The results of this interdisciplinary study reveal that possible influences of pollutants on the soil fauna may be concealed by different soil characteristics, above all the content of organic matter, soil humidity and soluble calcium. In principle, it can be assumed that adverse effects are primarily encountered in more sensitive species. The four studied sites are cultivated grassland biotopes located in the former forests along the river Inn. It can be argued that due to present management practices species diversity is generally limited in the area investigated and that mainly less sensitive species prevail. This was confirmed by the finding that with soil animals whose ecological demands are better known (e.g. mites, beetles) widely distributed and less sensitive species dominate over others, giving rise to an impoverished woodland fauna.

This study suggests that whenever soil pollution is to be determined with relatively little expense, soil enzymatic analyses should be carried out in addition to chemical analyses. As not the organisms per se but their enzyme activities are analysed, soil enzymatic methods may be regarded as an "interface" between soil chemistry and biology, and from present knowledge, it also seems appropriate to use some of the soil enzymatic parameters for environmental control activities.

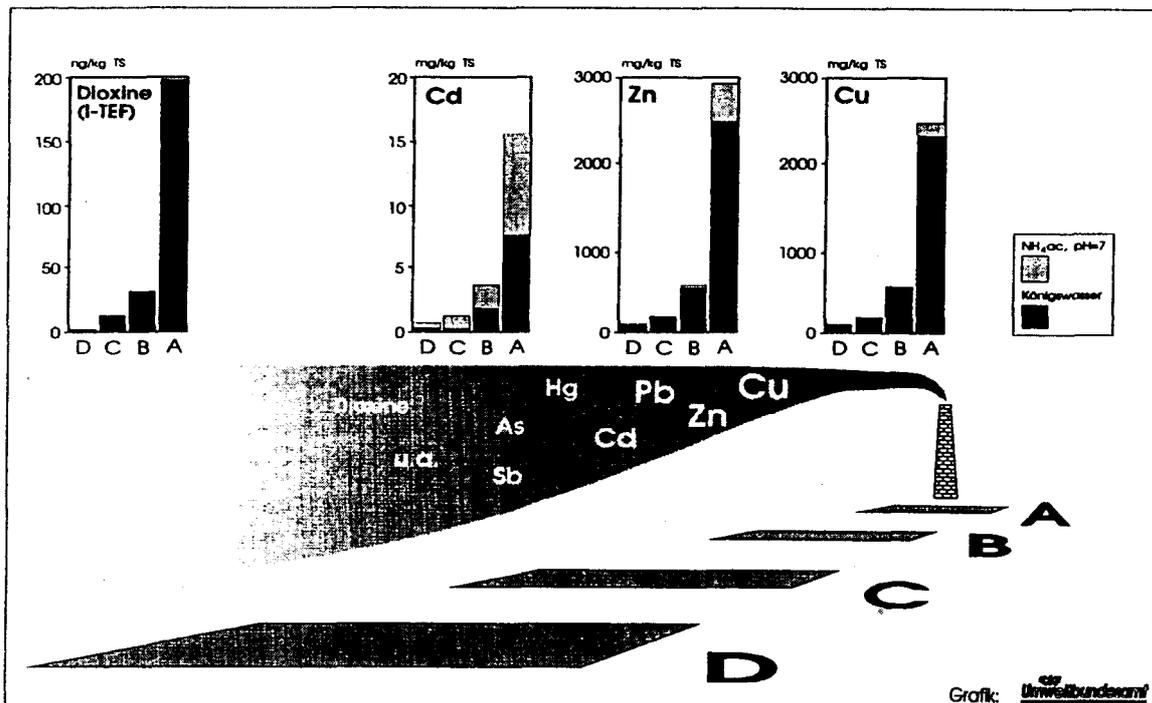
Analyses of soil microfauna and mesofauna are more time-consuming and should therefore be reserved for more specialized studies, although a general analysis of both micro- and mesofauna seems advisable.

In contrast, the analysis of species variety and population structure of the epigeic macrofauna (beetles, spiders) should be the method of choice for nature conservation activities. Based on our present knowledge, however, this method cannot be

recommended without reservation for environmental control. Nevertheless, earthworms, as members of the soil macrofauna, are very well suited to serve as bioindicators for environmental pollution, at least as long as heavy-metal pollution is concerned. Their abundance in nearly all types of soil as well as the ease of analysis (sampling, classification etc.) can be regarded as advantageous.

Compared to chemical analyses, biological analyses of environmental samples offer further important information: whereas chemical analyses supply data on the concentrations of selected pollutants and provide the possibility to discuss these values in the light of guiding and threshold values or even to locate and/or to check the sources of pollutants, soil biological parameters suggest the integral burden the ecosystem is exposed to, thus also supplying valuable information for environmental control. It should be mentioned, however, that further research work is necessary to guarantee reliable interpretation of these biological data in terms of environmental pollution. This holds especially true for the micro- and mesofauna, but also concerning the handling of pollutants by earthworms.

Finally, the need for biological soil analyses is given by the fact that in 1993 the 12 millionth chemical compound was described and that for most of these chemicals neither guiding or threshold values exist, nor are their effects on soil life sufficiently known.



Pollution gradient of the study area (sites A, B, C and D with distances of 300, 1130, 2430 and 5900 m in the direction of the prevailing wind (SW) from the source). Dioxines (I-TEF = International toxicity equivalents), cadmium, zinc and copper are given as examples. For the metals mobile fractions as revealed by an extraction procedure with ammonium acetate and fractions obtained by an aqua regia extraction are distinguished. High amounts of mobile metals are especially prominent by cadmium, reaching about 50 percent from the totals.



INHALT

EINLEITUNG und PROJEKTZIEL	1
UNTERSUCHUNGSGEBIET	3
EINZELERGEBNISSE	4
1 GELÄNDEAUFNAHME	4
1.1 STANDORT- UND ALLGEMEINE BODENBESCHREIBUNG	4
1.2 PROBENWERBUNG	5
2 KLIMA	7
2.1 METEOROLOGISCHE SITUATION	7
2.2 MIKROKLIMA	7
3 VEGETATION, HABITATSTRUKTUR	8
3.1 ARTENSPEKTREN DER STANDORTE	9
3.2 ARTENREICHTUM UND KOMPLEXITÄT DER VERTIKALSTRUKTUR	10
3.3 BEZUG DER VEGETATION ZUM SCHADSTOFFGRADIENTEN	10
4 BODENPHYSIKALISCHE KENNWERTE	11
4.1 KORNGRÖSSENVERTEILUNG	11
4.2 BODENDICHTE	11
4.3 GESAMTPORENVOLUMEN	11
4.4 AGGREGATSTABILITÄT	11
5 BODENCHEMISCHE KENNWERTE	12
5.1 ALLGEMEINE BODENPARAMETER	12
5.1.1 Grundparameter	12
5.1.2 Nährstoffgehalte und Gehalte an wasserlöslichen Salzen	13
5.1.3 Gesamtgehalte an Makroelementen und wichtigen Nährelementen, Kationenaustauschkapazität	13
5.2 SCHWERMETALLE	14
5.2.1 Gesamtgehalte	14
5.2.2 Gehalte an austauschbaren Schwermetallen (BaCl ₂ -Auszug)	18
5.2.3 Sequentielle Fraktionierung – Abschätzung der Verfügbarkeit	20
5.3 POLYCYCLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAH)	24
5.4 CHLORIERTE ORGANISCHE VERBINDUNGEN	25
5.4.1 Dioxine (PCDD/PCDF)	26
5.4.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)	28
5.4.3 Hexachlorcyclohexane (HCH)	29
5.4.4 Chlorbenzole (CB)	29
5.4.5 Octachlorstyrol (OCS)	30

6	BODENBIOLOGIE – REAKTION DER ORGANISMENGEMEINSCHAFTEN .	31
6.1	MIKROBIOLOGIE	31
6.2	BODENZOOLOGIE	33
6.2.1	Bodenmikrofauna	34
6.2.1.1	Wimpertierchen (<i>Ciliophora, Protozoa</i>)	34
6.2.1.2	Schalenamöben (<i>Testacea, Protozoa</i>)	36
6.2.1.3	Rädertierchen und Fadenwürmer (<i>Rotatoria und Nematoda</i>)	38
6.2.2	Bodenmesofauna	40
6.2.2.1	Springschwänze (<i>Collembola</i>)	40
6.2.2.2	Milben (<i>Acari</i>)	43
6.2.3	Bodenmakrofauna	45
6.2.3.1	Regenwürmer (<i>Lumbricidae</i>)	45
6.2.4	Fauna der Bodenoberfläche	48
6.2.4.1	Käfer: Raub- oder Kurzflügelkäfer (<i>Staphylinidae</i>)	48
6.2.4.2	Spinnen (<i>Aranea</i>)	51
6.2.5	Resumee der bodenzoologischen Untersuchungen	53
	LITERATUR	59

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1:	<i>Lageplan und Überblick über die Standorte</i>	6
Abb. 2:	<i>Bodenfeuchte</i>	8
Abb. 3:	<i>Konzentration von Calcium nach sequentieller Extraktion an den Standorten A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe</i>	21
Abb. 4:	<i>Konzentration der Schwermetalle Kupfer, Zink, Cadmium und Blei nach sequentieller Extraktion an den Standorten A bis D in 0–5 cm Bodentiefe</i>	23
Abb. 5:	<i>Einfluß steigender Schadstoffbelastung auf die Dehydrogenaseaktivität der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe</i>	32
Abb. 6:	<i>Einfluß der Schadstoffbelastung auf verschiedene bodenmikrobiologische Prozesse in der Bodentiefe 5–10 cm von Fläche A</i>	33
Abb. 7:	<i>Abundanz der Wimpertierchen nach Buitkampzählung an den Standorten A bis D in 0–5 cm Bodentiefe</i>	35
Abb. 8:	<i>Abundanz der belebten Schalenamöben an den Standorten A bis D in 0–5 cm Bodentiefe</i>	36
Abb. 9:	<i>Gesamtartenzahlen der belebten und unbelebten Schalenamöben an den Standorten A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe</i>	37
Abb. 10:	<i>Abundanz der Rädertierchen nach Direktzählung an den Standorten A bis D in 0–5 cm Bodentiefe</i>	39
Abb. 11:	<i>Abundanz der Fadenwürmer nach Direktzählung an den Standorten A bis D in 0–5 cm Bodentiefe</i>	39
Abb. 12:	<i>Abundanz der Springschwänze an den Standorten A bis D im Frühjahr, Sommer und Herbst</i>	43
Abb. 13:	<i>Abundanz der Milben an den Standorten A bis D im Frühjahr, Sommer und Herbst</i>	44
Abb. 14:	<i>Kupfer-, Zink- und Cadmiumgehalte in der Regenwurmart Lumbricus rubellus an den Standorten A bis D</i>	47
Abb. 15:	<i>Abundanz der Raubkäfer pro Fallentag an den Standorten A bis D</i>	49
Abb. 16:	<i>Artenzahl der Raubkäfer an den Standorten A bis D</i>	51
Abb. 17:	<i>Abundanz der Spinnen an den Standorten A bis D</i>	52
Abb. 18:	<i>Artenzahl der Spinnen an den Standorten A bis D</i>	53
Abb. 19:	<i>Individuenzahlen: Prozentuelle Verteilung an den Standorten A bis D pro Fangtermin (Mikrofauna)</i>	56
Abb. 20:	<i>Individuenzahlen: Prozentuelle Verteilung an den Standorten A bis D pro Fangtermin (Mesofauna, Bodenmakrofauna)</i>	57
Abb. 21:	<i>Individuenzahlen: Prozentuelle Verteilung an den Standorten A bis D pro Fangtermin (Makrofauna der Bodenoberfläche)</i>	58



TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1:	Artenreichtum der Vegetation an den vier Untersuchungsflächen A bis D	10
Tab. 2:	Mittelwerte ausgewählter bodenchemischer Parameter der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe	12
Tab. 3:	Schwermetallgehalte der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe	14
Tab. 4:	Schwermetallgehalte der Bodenprofile der Standorte A bis D	15
Tab. 5:	Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden: Metalle	15
Tab. 6:	Gehalte an mobilen Schwermetallen der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe	19
Tab. 7:	Eingesetzte Extraktionsverfahren und Bezeichnung der erhaltenen Fraktionen	20
Tab. 8:	PAH-Richtwerte aus dem Holländischen "Leitfaden Bodensanierung"	24
Tab. 9:	PAH-Gehalte der Böden der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe	25
Tab. 10:	Dioxingehalte (PCDD/PCDF) ausgewählter Böden des Untersuchungsgebietes in 0–5cm Bodentiefe	27
Tab. 11:	Analysenergebnisse der polychlorierten Biphenyle (PCB) der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe	28
Tab. 12:	Analysenergebnisse der Hexachlorcyclohexane (HCH) der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe	29
Tab. 13:	Gehalte an ausgewählten Chlorbenzolen der Böden der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe	30
Tab. 14:	Gehalte an Octachlorstyrol der Böden der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe	30
Tab. 15:	Arten- und Individuenzahlen der Regenwürmer der Standorte A bis D	45



EINLEITUNG und PROJEKTZIEL

Im Rahmen der Umweltkontrolle werden international und national immer häufiger Pflanzen und Tiere als Indikatoren und Monitor-Organismen für die Beurteilung von Umweltbelastungen herangezogen. Zusammenfassungen zu dieser Fragestellung finden sich u. a. bei ARNDT et al. (1987), ERNST und JOOSSE VAN DAMME (1983), MARTIN und COUGH-TREY (1982) sowie SCHUBERT (1985). Während die Bioindikation in Wasserökosystemen auf eine lange Tradition zurückblicken kann, tritt immer häufiger der Boden in den Mittelpunkt des Interesses. Diese Erkenntnis fand auch in der Bodencharta des Europarates vom 30. Mai 1972, wonach der Boden zu den kostbarsten und schutzwürdigsten Gütern der Menschheit zu rechnen sei, ihren Niederschlag (vgl. dazu auch KASPEROWSKI, 1986; UMWELTBUNDESAMT, 1988a; BLUM et al., 1989).

Diesem Trend folgend, hat das Umweltbundesamt 1990 ein bodenbiologisches Projekt mit dem Ziel initiiert, Zusammenhänge zwischen chemisch-analytisch erfaßten Bodenkontaminationen und deren Wirkung auf ausgewählte Indikatorgruppen zu untersuchen.

Bislang beschränkt sich in Österreich die Diskussion über die Umweltbelastung von Böden durch Immissionen vorwiegend auf die Erfassung von Gesamtgehalten einzelner (meist ausgewählter) Schadstoffe durch chemisch-analytische Verfahren. Für eine fundierte Feststellung einer Umweltbelastung ist es jedoch nicht ausreichend, lediglich Gesamtgehalte heranzuziehen; es ist vielmehr die biologische Verfügbarkeit eines Schadstoffes von Bedeutung. Sie ist allerdings für eine bestimmte Substanz nicht eindeutig definier- und apparativ analysierbar, da

1. die Verfügbarkeit eines Schadstoffes von vielen Bodenfaktoren beeinflusst wird und
2. die Verfügbarkeit, auch bei gleichem physikalisch-chemischem Milieu, für verschiedene Organismen unterschiedlich ist.

Darüberhinaus darf nicht übersehen werden, daß einzelne Schadstoffe nicht für sich alleine, sondern stets auch im Zusammenspiel mit anderen chemischen Verbindungen – "normale" Bestandteile des Bodens, andere Umweltschadstoffe – ihre Wirkung entfalten.

Insgesamt ergibt sich die unbefriedigende Situation, daß höchst unterschiedliche Bodentypen (und damit unterschiedlich belastbare bzw. empfindliche Bodentypen) nach den selben Kriterien beurteilt werden. Die Tatsache, daß gleiche Gesamtgehalte an Schadstoffen mitunter sehr unterschiedliche Belastungen des Bodenökosystems ergeben, bleibt dabei unberücksichtigt.

Eine Möglichkeit, die tatsächliche Belastung von Bodenökosystemen zu beschreiben, ist die Analyse von Indikatororganismen (Mikroorganismen, Pflanzen und Tieren), denn sie reagieren integrierend auf den insgesamt angebotenen "Schadstoffcocktail". Damit reagieren sie auch auf noch unbekannte oder derzeit chemisch-analytisch schwer oder gar nicht erfaßbare Substanzen, auf deren Wechselwirkungen mit dem Medium Boden und untereinander, aber auch auf das abiotische und biotische Faktorengefüge. Eine einfache lineare Beziehung zwischen Schadstoffgehalten und Reaktion von Organismengruppen ist damit a priori nicht zu erwarten.

Der Boden ist nicht nur Verwitterungsprodukt seines Ausgangsgesteins, sondern auch Ort vielfältiger mechanischer, chemischer und biologischer Umwandlungsprozesse (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992 u. v. a.). Der Boden wird deshalb auch als Schnittstelle zwischen mineralischer und organischer Sphäre angesehen, wobei das Funktionieren des Ökosystems Boden v. a. von der Leistungsfähigkeit seiner Biomasse abhängt. Er ist Standort von Pflanzen sowie Lebensraum einer reichen Mikroorganismen- und Tierwelt. Aus dieser Vielfalt an Organismen des Bodens wurden für dieses Projekt aus verschiedenen Lebensräumen (Vegetationsschicht, Bodenoberfläche, Bodeninneres), aus verschiedenen Größenklassen (Makro-, Meso- und Mikrofauna) sowie aus verschiedenen trophischen Niveaus (Destruenten, Produzenten und Konsumenten) potentielle Indikatorgruppen ausgewählt. Insgesamt sollte sich damit ein guter Überblick über mögliche Reaktionen der Bodenlebewesen-Gemeinschaften auf einen Schadstoffgradienten ergeben.

Für diese Studie wurden vier Grünlandflächen im ehemaligen Auengebiet des Inntals in vier verschiedenen Entfernungen von einem lokalen Emittenten (Kupferhütte Brixlegg) ausgewählt. Die Untersuchungsflächen sollten, abgesehen von einer bestimmten Mindestgröße, bezüglich Exposition, Bodentyp, Bodennutzung sowie Vegetationsdecke möglichst ähnlich sein und sich primär durch einen ausgeprägten Schadstoffgradienten unterscheiden. Die Wahl fiel auf die Umgebung von Brixlegg, da in diesem Gebiet die Schadstoffkonzentrationen im Boden z. T. besonders hoch sind (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, 1989; UMWELTBUNDESAMT, 1990).

Projektziel

Ziel dieses Projektes war es,

1. den Indikatorwert einzelner Organismengruppen im Rahmen einer interdisziplinären Studie zu prüfen und zu bewerten, ob ausgewählte Indikatorgruppen im Rahmen der Umweltkontrolle Wesentliches zur Entscheidungsfindung oder bei Beweissicherungsverfahren beitragen können;
2. Erfahrungen methodischer und logistischer Natur zu sammeln, um künftigen Projekten (z. B. Biomonitoring – Programmen) als Grundlage zu dienen.

UNTERSUCHUNGSGEBIET

Aufbauend auf den Ergebnissen der Studie "Montanwerke Brixlegg: Wirkungen auf die Umwelt" des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT, 1990) wurden 4 Untersuchungsflächen auf Dauergrünlandböden mit zunehmender Entfernung von einem lokalen Emittenten (Kupferhütte der Montanwerke Brixlegg) ausgewählt. Bei der Wahl dieser Flächen standen ihre Vergleichbarkeit und die bisher vorliegenden Daten über die Bodenbelastung mit Schwermetallen und Dioxinen im Vordergrund (vgl. Abb 1).

Das Inntal ist großteils mit nacheiszeitlichen (holozänen) Schottern gefüllt. Schwemmkegel wurden auch von den Seitenbächen (z. B. Alpbach) im Inntal abgelagert. Die Schotter werden von schluffig-sandigen Feinsedimentdecken unterschiedlicher Mächtigkeit überdeckt. Die ursprüngliche Aulandschaft wurde durch Gewässerregulierungen, Grundzusammenlegungen und den Bau von Straßen und der Autobahn stark verändert. Eine aktuelle Auedynamik mit regelmäßigen Überschwemmungen ist daher kaum ausgeprägt.

Die Seitenbäche (z. B. der Alpbach) lagerten Schwemmfächer im Inntal ab.

EINZELERGEBNISSE

1 GELÄNDEAUFNAHME

Die Geländeaufnahme dient der Charakterisierung eines Standortes. Eine grobe Bodenansprache erfolgte im September 1990 als Grundlage für die endgültige Auswahl der Untersuchungsflächen.

1.1 STANDORT- UND ALLGEMEINE BODENBESCHREIBUNG

Die vier Untersuchungsflächen liegen bei Brixlegg (Tirol) auf ca. 525 m Seehöhe in der Inntalniederung.

Die Untersuchungsflächen sind eben, ca. 1.000 m² groß und jeweils zentral in mehreren Hektar großen Grünlandflächen gelegen. Die mittleren Entfernungen zum Emittenten betragen für die Fläche A 300 m, für B 1.130 m, für C 2.430 m und für D 5.900 m.

Die Fläche A liegt auf dem terrassenförmigen Schwemmfächer des Alpbaches etwa 20 m über dem heutigen Bachbett. Das Bodenausgangsmaterial besteht aus grobem sowie auch feinem vorwiegend kristallinem Schwemmaterial. Der Boden kann am ehesten als "stark anthropogen beeinflusste kalkfreie Lockersedimentbraunerde" bezeichnet werden. Der A-Horizont ist sehr mächtig (bis zu 40 cm) und maskiert zum Teil den B-Horizont. Der mächtige A-Horizont müßte hochwertiges Grünland hervorbringen, der Bestand ist jedoch lückig und von einer ungünstigen Pflanzensammensetzung, die als geringwertiges Grünland zu beurteilen ist. Dies kann als erster Hinweis auf massive Störungen des Standortes betrachtet werden.

Es handelt sich um eine hofnahe intensiv bewirtschaftete Fläche, auf die große Mengen an organischem Dünger und Kalk ausgebracht werden. Weiters ist eine Aufschüttung mit standortfremdem Material nicht auszuschließen.

Der Boden ist gut zu bearbeiten, zu befahren und zu beweiden.

Dieser Standort kann nicht direkt mit den Standorten B, C und D verglichen werden, da er in unmittelbarer Werksnähe liegt und hier keine Auböden vorkommen.

Die Flächen B, C und D liegen in der Talsohle in 50 bis 100 m Entfernung vom Dammbau des Inn mit dem Bodentyp "kalkhaltiger grauer Auboden". Das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung ist feines kalkhaltiges Schwemmaterial. Je nach Fließgeschwindigkeit des Flusses wurden feinere (schluffige) und gröbere (sandige) Schichten abgelagert, die im Bodenprofil als Schluff- und Sandbänder erkennbar sind.

In Abhängigkeit von der Entfernung vom Inn und von der Bodenschwere treten leichte Vergleymerkmale (im Profil als "Rostflecken" erkennbar) auf. Dies wird v. a. in schluffreichen innferen Standorten deutlich.

Die Böden sind mäßig trocken und aufgrund ihrer hohen Durchlässigkeit nur beschränkt speicherfähig. Aufgrund seines höheren Sandanteiles ist die Fläche C als am trockensten zu beurteilen.

Der natürliche Bodenwert entspricht mittelwertigem Acker- und Grünland. Die Böden sind somit gut zu bearbeiten, zu befahren und zu beweiden.

Bezüglich der Profilbeschreibungen sei auf den Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a) verwiesen.

1.2 PROBENWERBUNG

Grundsätzlich erfolgte die Probenwerbung für die Bodenuntersuchungen in zwei Gruppen:

- Flächenproben: Von den vier Flächen wurden jeweils fünf Mischproben sowohl aus 0–5 als auch 5–10 cm Bodentiefe entnommen. Jede Mischprobe bestand dabei aus 10 Einstichen.
- Profilproben: Zur Bestimmung der physikalischen Kennwerte wurden die Bodenproben von den vier Flächen mittels Stechzylinder in ungestörter Lagerung geworben. Dazu wurden sechs Tiefenstufen unterschieden (0–5, 5–10, 10–20, 20–40 und unter 60 cm).

Die unterschiedliche Art der Probenwerbung schlägt sich naturgemäß auch geringfügig in abweichenden Ergebnissen der einzelnen Untersuchungsparameter auch innerhalb derselben Standorte nieder, wenn z. B. die Werte in 0–5 cm Bodentiefe aus Flächen- und Profilproben miteinander verglichen werden.

Der normalerweise geklumpten Verteilung der Bodenlebewesen und der zu erwartenden Streuung der übrigen physikalischen, chemischen und biologischen Parameter Rechnung tragend, wurden von jeder der 4 Untersuchungsflächen (außer bei den Wimpertierchen) mehrere Subsamples (meist 5), die sich – je nach Parameter – wiederum aus bis zu 10 Einstichen zusammensetzen, gezogen und getrennt ausgewertet. (Details, vgl. Kapitel "Methoden" in den Reports UBA-94-099a-c). Damit sollte gewährleistet sein, daß die Variationsbreite der Ergebnisse abgeschätzt werden kann.

Die Probenwerbung für die biologische, chemische und physikalische Bodenuntersuchung wurde größtenteils durch Mitarbeiter des Umweltbundesamtes durchgeführt. Nur die Proben zur Erfassung der Ciliophorenfauna sowie der Vegetation und Habitatstruktur wurden von den jeweiligen Bearbeitern selbst gezogen.

Um einen möglichst guten Bezug zwischen den bodenphysikalischen, bodenchemischen und bodenbiologischen Parametern, aber auch zwischen den einzelnen bodenbiologischen Parametern untereinander zu gewährleisten, wurde den einzelnen Bearbeitern weitestgehend identes Probenmaterial zugeteilt.

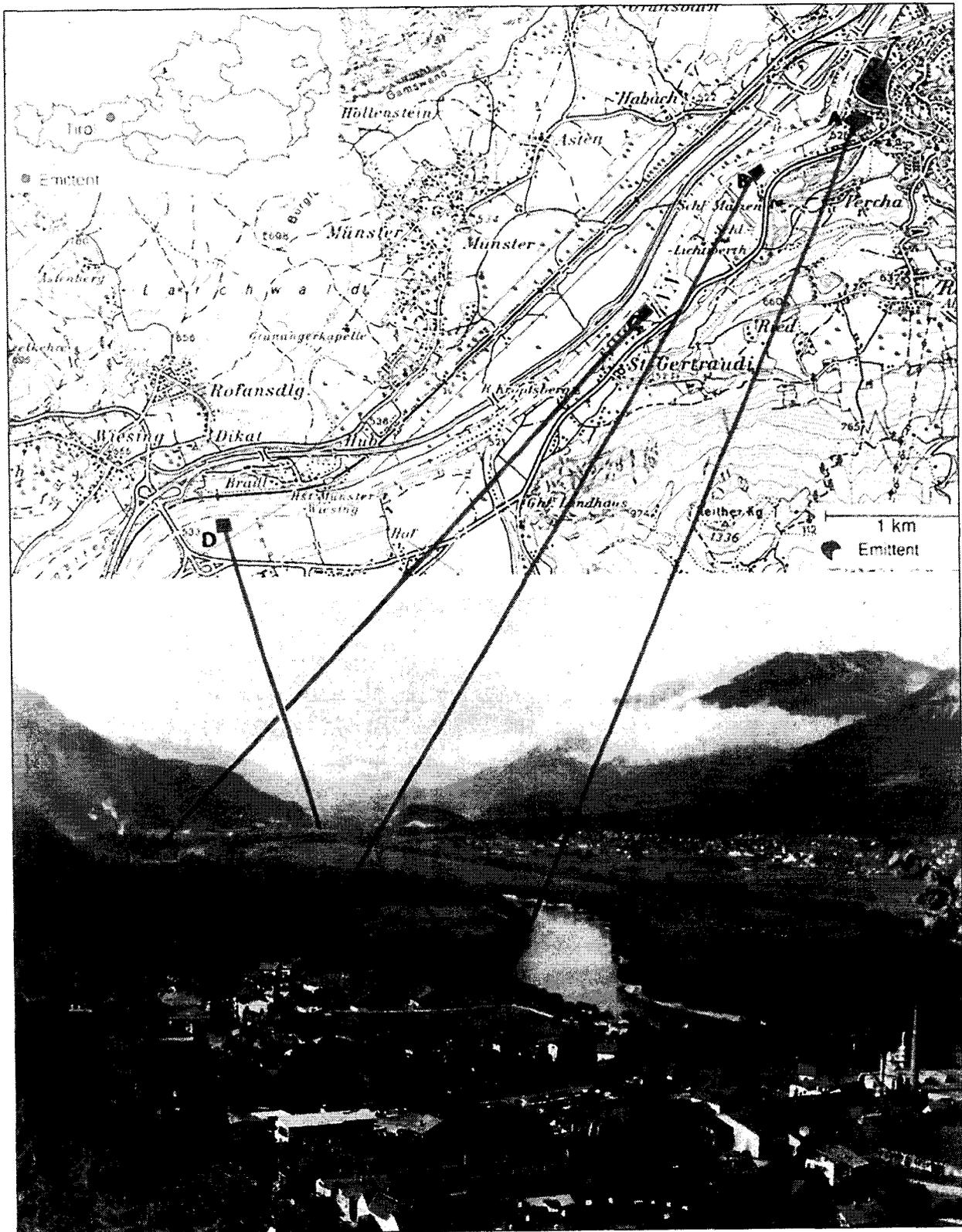


Abb. 1: Lageplan (oben) und Überblick (unten) über die Standorte (Blick innaufwärts)

2 KLIMA

2.1 METEOROLOGISCHE SITUATION

Das Amt der Tiroler Landesregierung führt seit vielen Jahren Windmessungen im Raum Brixlegg durch. Die Beschreibung der meteorologischen Rahmenbedingungen sowie der Immissions-situation liegen im Bericht des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT, 1990) vor, sodaß an dieser Stelle nicht näher darauf eingegangen wird.

Windverhältnisse

Bis 1980 lag die Windmeßstelle "Matzenau" rund 1 km südwestlich der Montanwerke auf einem Feld im Bereich der ersten Uferterrasse des Inn bei Schloß Matzen. Seit 1981 liegt die Meßstelle im "Wengfeld", rund 250 m südwestlich der Montanwerke, nördlich des Standortes A, auf der Ebene der zweiten Innterrasse. Die häufigsten Windrichtungen sind durch die Berg-/Talwind-dynamik bedingt Nord bis Nordost bzw. Süd bis West.

2.2 MIKROKLIMA

In Abhängigkeit von der Struktur der Vegetationsdecke und den bodenphysikalischen Parametern, kann sich das Mikroklima kleinräumig deutlich unterscheiden. Zur Kontrolle der Vergleichbarkeit der Probenahme-flächen und zur Charakterisierung der Standorte wurden daher verschiedene Mikroklimaparameter (insbesondere Bodentemperatur- und Bodenfeuchteprofile in 5, 10 und 20 cm Bodentiefe) sowie Windstärken, Windrichtungsverteilung und Niederschlag mittels automatischer Datenerfassungseinheiten auf den Flächen B und D registriert.

Die Ergebnisse dienen im wesentlichen als Anhaltspunkte für die Interpretation der bodenbiologischen Ergebnisse, wobei in diesem Zusammenhang vor allem die Bodentemperatur und Bodenfeuchte relevant sind.

Die Sensoren wurden im Frühjahr 1991 (nach Ende des Bodenfrostes) für die Dauer dieser Vegetationsperiode ausgesetzt. Bezüglich Details vgl. Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a).

Ergebnisse

Bodentemperaturen

Die Bodentemperaturen der beiden Standorte sind ähnlich.

Erwartungsgemäß nehmen die Temperaturamplituden (Differenz zwischen Minimum und Maximum) mit zunehmender Bodentiefe ab.

Bodenfeuchte

Die Erfassung der Bodenfeuchte mit Hilfe der eingesetzten Gipsblöcke hat sich nicht bewährt. Es wurde daher vorgezogen, die Bodenfeuchte in der üblichen Weise – gravimetrisch – zu be-

stimmen. Die Bodenfeuchte der Standorte A, B und D ist ähnlich, während C als deutlich trockener einzustufen ist. Auf Standort A fällt besonders die große Schwankungsbreite der Bodenfeuchte auf (vgl. Abb. 2).

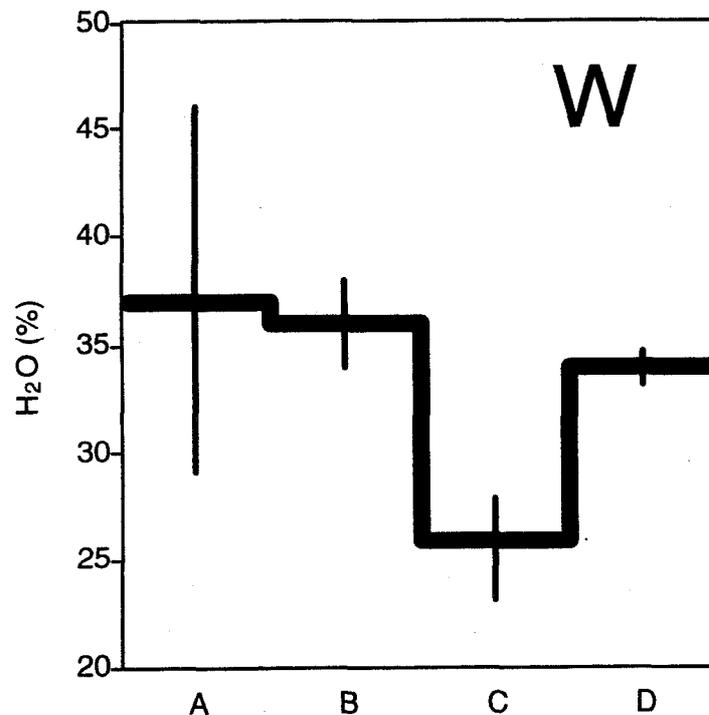


Abb. 2: Bodenfeuchte (w) ± Standardabweichung

3 VEGETATION, HABITATSTRUKTUR

Die Vegetationsaufnahmen wurden im Jahr 1991 während der Hauptvegetationszeit an zwei Terminen (30. Mai, 31. August) durchgeführt.

Durch die Analyse von Habitatstrukturen der Bodenoberfläche sollte dieser Lebensraum der einzelnen Untersuchungsflächen charakterisiert werden, um ergänzende Aussagen über die Mannigfaltigkeit der Habitatstrukturen zuzulassen.

Die Pflanzenarten der vier Untersuchungsflächen entsprechen generell der für landwirtschaftlich genutzte Flächen im Gebiet üblichen Zusammensetzung.

Die Struktur und Artenzusammensetzung der Vegetation wurde mittels Punktquadrat-Methodik erhoben. Bezüglich Methoden vgl. Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a).

3.1 ARTENSPEKTREN DER STANDORTE

Standort A

Die Vegetation der Fläche A variiert kleinräumig und unterscheidet sich damit sehr deutlich von den übrigen Flächen. Die Ausbildung dieser mosaikartigen Pflanzendecke kann auf die räumlich wechselnden Bodenfeuchtegehalte zurückzuführen sein. Dies zeigt sich auch in der Dominanz von *Poa trivialis* (> 93 % Deckungsgrad).

Weitere dominante Arten der Fläche A sind *Aegopodium podagraria*, *Ranunculus repens* und *Trifolium repens*. Das Vorkommen von *Silene vulgaris* ist besonders zu erwähnen, da sie in ihrer Unterart *S. vulgaris glareosa* als besonders schwermetallliebend gilt und besonders auf schwermetallbelasteten Böden zu finden ist. Eine eindeutige Identifizierung dieser speziellen Unterart ist jedoch sehr schwierig und müßte durch experimentelle Untersuchungen verifiziert werden. Es ist daher unklar, ob hier tatsächlich diese schwermetalltolerante Unterart vorliegt.

Standort B

Die Fläche B entspricht trotz der Dominanz von *Poa trivialis* dem Typus einer "normalen" und wenig heterogenen Wiese. Das Auftreten von *Lolium perenne* weist auf ein eher ruderales Sukzessionsstadium hin. Die recht gleichmäßige Verteilung von *Heracleum sphondylium* und verschiedener Rumex-Arten könnte eine homogene Stickstoffverteilung im Boden andeuten. Häufige Arten dieser Fläche sind *Taraxacum officinale*, *Trifolium pratense*, *Achillea millefolium* und *Aegopodium podagraria*.

Standort C

Auch die Fläche C entspricht einer Wiese im frühen Sukzessionsstadium. Das Vorkommen von *Crepis biennis* und *Knautia arvensis*, vielleicht auch von *Glechoma hederacea*, weist auf ein eher trockenes Substrat hin. Tatsächlich ist hier der Sandanteil und damit die Wasserdurchlässigkeit in den obersten Bodenschichten am höchsten. Dementsprechend wurden hier auch die geringsten Bodenfeuchtwerte ermittelt (vgl. Abb. 2). Die drei Gräserarten *Dactylis glomerata*, *Trisetum flavescens* und *Poa trivialis* sind im Frühsommer ungefähr gleich dominant, während *Agrostis stolonifera* später in der Saison auftaucht. *Heracleum sphondylium*, *Aegopodium podagraria*, *Trifolium sp.* und *Ranunculus sp.* sind auch hier häufig.

Standort D

Die Fläche D ist ein Beispiel für eine klassische "Fettwiese". Häufig auftretende Gräser sind *Trisetum flavescens*, *Dactylis glomerata* und *Bromus mollis*. Wie bei den übrigen Standorten sind auch hier *Trifolium*-, *Heracleum*-, *Aegopodium*- und *Taraxacum*-Arten zu den dominierenden Pflanzen zu zählen.

3.2 ARTENREICHTUM UND KOMPLEXITÄT DER VERTIKALSTRUKTUR

In Tab. 1 ist der Artenreichtum der Pflanzengesellschaften der Flächen A bis D zusammenfassend dargestellt.

Tab. 1: Artenreichtum der Vegetation an den vier Untersuchungsflächen A bis D (Vegetationsaufnahmen Mai und August 1991 kombiniert).

Standorte				
	A	B	C	D
Gräser	3	7	9	7
Kräuter	18	16	14	13
Gesamt	21	23	23	20

Die Komplexität der Vertikalstruktur der Vegetation kann als Maß für die Habitatstruktur-Vielfalt herangezogen werden. Im Frühsommer weist die Fläche C die einfachste Vertikalstruktur (Höhendiversität) auf, die Fläche A die komplizierteste. Im weiteren Jahreslauf kehrt sich diese Situation um: Während die Komplexität der Vertikalstruktur auf A abnimmt, nimmt sie auf den übrigen Flächen zu.

3.3 BEZUG DER VEGETATION ZUM SCHADSTOFFGRADIENTEN

Artenzahlen, Diversität der Vertikalstruktur und Bestandsabfall lassen keinen ausgeprägten Zusammenhang mit dem Schadstoffgradienten erkennen. Es ist daher davon auszugehen, daß sich die geringfügigen Unterschiede vor allem durch unterschiedliche Nutzungsintensität und die gegenwärtigen landwirtschaftlichen Managementpraktiken erklären lassen. So wurde die Fläche A über viele Jahre intensiv gekalkt und organisch gedüngt. Dies spiegelt sich auch in den hohen Werten des verfügbaren Calcium und den TOC-Werten wider (vgl. Kapitel 5.1.1 und 5.2.3). Die mosaikartige Vegetationsstruktur auf A kann, wie in Kap. 3.1 erläutert, durch lokale Bodenfeuchte-Differenzen erklärt werden.

4 BODENPHYSIKALISCHE KENNWERTE

Die Probenwerbung zur Bestimmung der bodenphysikalischen Kennwerte wurde zwischen 13.–16. Mai 1991 mittels Stechzylinder in ungestörter Lagerung (an Profilgruben) durchgeführt. Bezüglich Probenwerbung vgl. Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a).

4.1 KORNGRÖSSENVERTEILUNG

Grundsätzlich werden der Tongehalt in Verbindung mit dem pH-Wert und Humusgehalt zur Charakterisierung der Gesamtsorption eines Bodens herangezogen. Eben diese Parameter sind es auch, die für die Mobilisierung von im Boden vorhandenen Elementen verantwortlich sind.

Aufgrund der niedrigen Tongehalte sind alle 4 Böden als "leichte Böden" zu klassifizieren. Der Tonanteil ist generell niedrig (< 15 %), er schwankt zwischen 4 % (Fläche C) und 12 % (Fläche A). Bis auf den gleichbleibenden Tongehalt (4 %) aller Tiefenstufen von Standort C nimmt der Tongehalt der anderen Böden mit zunehmender Profiltiefe ab. Bezüglich Details vgl. Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a).

4.2 BODENDICHTE

Alle 4 Böden sind bis zu einer Tiefe von ca. 20 cm locker gelagert und nicht verdichtet. Bezüglich Details vgl. Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a).

4.3 GESAMTPORENVOLUMEN

Die Ergebnisse zeigen, daß es sich bei allen Oberböden um sandige Schluffe (vor allem die Flächen A und B) mit einem großen Anteil an Mittelporen handelt, die daher eine relativ hohe Feldkapazität aufweisen. Mit zunehmender Tiefe steigt der Sandgehalt deutlich und somit auch der Anteil an Grobporen. Besonders die Böden der Flächen C und D sind sandreich und weisen fast ausschließlich Grobporen auf. Sie entwässern daher sehr schnell und führen in der Regel nur Luft.

4.4 AGGREGATSTABILITÄT

Bodenmikroorganismen und Pflanzenwurzeln tragen zur Bildung und Stabilisierung von Bodenaggregaten bei. Die Aggregatstabilität kann daher auch als Maß für die "Lebendverbauung" im Boden angesehen werden.

Alle erhobenen Aggregatstabilitäten können als 'sehr gut' bezeichnet werden. Das entspricht den bisherigen Erfahrungen mit Bodenproben von Wiesen. Tendenziell scheinen die aus 5–10 cm Tiefe gewonnenen Proben stabiler zu sein als jene aus der darüberliegenden Schicht. Wo das nicht zutrifft (Standort C), ist die Bodenart wesentlich leichter als an den restlichen Standorten.

Es kann kein Gradient der Aggregatstabilitäten mit zunehmender Entfernung vom Emittenten festgestellt werden.

5 BODENCHEMISCHE KENNWERTE

5.1 ALLGEMEINE BODENPARAMETER

5.1.1 Grundparameter

Die Analysenergebnisse der Grundparameter der Böden der Flächen A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe sind in Tab. 2 dargestellt. Bezüglich der entsprechenden Werte aus den vier Tiefenprofilen, wird auf den Report UBA–94–099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a) verwiesen.

Tab. 2: Mittelwerte ($n=5$) ausgewählter bodenchemischer Parameter der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe: Trockenrückstand, pH-Wert, Gesamtkohlenstoff (TC), gesamter anorganischer Kohlenstoff TIC, gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Humusgehalt, Kjeldahlstickstoff. Bezüglich Einzelwerte vgl. Report UBA–94–099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a).

Fläche		Trockenrückstand (%)	pH-Wert CaCl ₂	TC (%)	TIC (%)	TOC (%)	Humusgehalt (%)	Kjeldahlstickstoff (%)
A	0–5 cm	56	6,2	12,86	0,72	12,13	20,9	1,0
	5–10 cm	72	5,8	6,33	0,13	6,20	10,5	0,5
B	0–5 cm	63	6,8	6,91	0,60	6,30	10,9	0,6
	5–10 cm	72	7,0	4,11	0,70	3,42	5,9	0,3
C	0–5 cm	71	6,9	3,96	0,50	3,45	6,0	0,3
	5–10 cm	65	7,0	3,19	0,63	2,55	4,4	0,3
D	0–5 cm	60	6,9	5,80	1,22	4,57	7,9	0,5
	5–10 cm	65	6,9	4,58	1,31	3,27	5,6	0,4

Bestimmungsmethoden nach: Bodenzustandsinventur (BLUM et al., 1989)

pH-Wert

Die pH-Werte der Flächen B, C und D bewegen sich in beiden Tiefenstufen im neutralen Bereich. Abweichend davon ist die Fläche A zu beurteilen. Hier ist eine leichte Verschiebung in den sauren Bereich zu erkennen (vgl. Tab. 2).

Karbonatgehalt

Aufgrund der Beurteilung der Karbonatgehalte mittels Schnelltest sind beide Bodenhorizonte der 4 Flächen bis auf einen niedrigen Kalkgehalt in 5–10 cm Tiefe der Flächen C und D kalkfrei.

Humusgehalt

Vergleicht man die 4 Flächen hinsichtlich ihres Humusgehaltes, so ist die Fläche A bis 10 cm Tiefe als "humusreich" zu bezeichnen, wenn auch der Wert für die Tiefenstufe 5–10 cm um 50 % geringer ist als für die darüberliegende. Der Humusgehalt in Fläche B beträgt bis 5 cm Tiefe 10,9 % und ist somit ebenfalls "humusreich". Der darunter liegende Bereich ist mit 5,9 % "stark humos". Die Böden der Flächen C und D im untersuchten Bereich sind insgesamt "stark humos" (SCHROEDER, 1984).

5.1.2 Nährstoffgehalte und Gehalte an wasserlöslichen Salzen

Phosphatgehalt

Beurteilt man die Ergebnisse nach der Richtlinie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft für die sachgerechte Düngung, so sind die Böden hinsichtlich ihrer Phosphatversorgung als sehr hoch (Fläche A), als ausreichend bzw. niedrig (Fläche B), als sehr gering (Fläche C) und als niedrig bzw. sehr gering (Fläche D) einzustufen (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1989).

Kaliumgehalt

Hinsichtlich des Kaliumgehaltes der Böden der 4 Standorte in den Tiefenstufen 0–5 cm und 5–10 cm fällt wiederum der Standort A auf. Es liegt hier eine sehr hohe bzw. hohe Versorgung mit Kalium vor. Die Werte sind jeweils doppelt so hoch wie in den anderen 3 Flächen, die aber zumindest in 0–5 cm Tiefe alle ausreichend mit Kalium versorgt sind. Die Versorgung der unteren Stufen dieser Flächen ist als niedrig bzw. sehr niedrig einzustufen.

Die Ursache für die hohen Werte in den obersten Horizonten könnte durch die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auf die Flächen bedingt sein.

Chloridgehalt

Vergleicht man die Chloridgehalte der 4 Flächen so fällt auf, daß wiederum der oberste Horizont der Fläche A einen relativ erhöhten Chloridgehalt aufweist, was mit hoher Wahrscheinlichkeit mit der Bewirtschaftung des Bodens in Zusammenhang gebracht werden kann. In den anderen drei Flächen weichen die Werte nur unwesentlich voneinander ab.

Sulfatgehalt

Generell erscheinen die Sulfatgehalte in den 4 Flächen ausgeglichen, allerdings weist wiederum der Bereich 0–5 cm in Fläche A den höchsten Wert auf, der aber als unbedenklich zu bezeichnen ist. In Fläche C wurden die niedrigsten Werte ermittelt.

Bezüglich der Details, sei auf den Report UBA–94–099a verwiesen.

5.1.3 Gesamtgehalte an Makroelementen und wichtigen Nährelementen, Kationenaustauschkapazität

An Nähr- und Makroelementen wurden die Elemente Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Aluminium, Eisen, Mangan und Phosphor im Gesamtaufschluß bestimmt. Detaillierte Angaben finden sich im Report UBA–94–099a. An dieser Stelle sei lediglich das Calcium hervorgehoben, da es als Antagonist bei der Aufnahme von Schwermetallen eine wesentliche Rolle spielt. Überdies ist hier ein Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Karbonat-Test (vgl. Kapitel 5.1.1) interessant.

Bei einem Vergleich der Calcium-Gesamtgehalte fällt auf, daß kein nennenswerter Unterschied im Calcium-Gehalt zwischen den beiden Bodentiefen 0–5 und 5–10 cm der Böden der Flächen

B, C und D gegeben ist. Dagegen differieren die Werte in der Fläche A sehr stark. Der Calciumgehalt der obersten Bodenschicht ist hier um den Faktor 3,5 höher. Dies deutet auf die Einbringung calciumreicher Dünger hin. Interessanterweise korrelieren die Ergebnisse aus dem Karbonattest nicht mit den erhobenen Gesamtgehalten, sodaß anzunehmen ist, daß das Calcium nicht in einer carbonatischen Bindungsform vorliegt.

Hinsichtlich der Kationenaustauschkapazität fällt auf, daß wiederum die höchsten Werte in der obersten Bodenschicht auf Standort A ermittelt wurden. Die deutlich niedrigsten Werte (weniger als die Hälfte im Vergleich zur obersten Bodenschicht von A) wurden im Boden der Fläche C erhoben. Die Ergebnisse der Flächen B und D sind einander ähnlich.

5.2 SCHWERMETALLE

5.2.1 Gesamtgehalte

Die Gesamtgehalte von 11 Schwermetallen der Böden der vier Grünlandstandorte sind in den Tabellen 3 und 4 angeführt, wobei sich Tabelle 3 auf über die Fläche gewonnenen Proben und Tabelle 4 auf die Werte der Profilproben beziehen.

Die Bewertung erfolgte nach den nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerten für (Schad-)Stoffe in Böden nach EIKMANN und KLOKE (1993). Mit dieser Methode wird eine praxisbezogene Möglichkeit zur Beurteilung von kontaminierten Böden angeboten (vgl. Tab. 5).

Vergleicht man die Schwermetallgehalte der Böden der vier Grünlandflächen, so wird deutlich, daß mit Ausnahme von Chrom, Thallium und Vanadium die Fläche A in den obersten 10 cm die weitaus höchsten Werte aufweist.

Bei mehr als der Hälfte der untersuchten Schwermetalle wird in den oberen Horizonten der Fläche A der Bodenwert III (BW III = Eingreifwert) weit überschritten. Bei Kupfer und Antimon beträgt dies sogar mehr als das Zehnfache.

Tab. 3: Schwermetallgehalte der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe

Flächen		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb	Tl	V	Zn
		mg/kg TS										
A	0–5 cm	268	16	35	2.468	35	66	1.410	238	0,9	42	2.904
	5–10 cm	396	12	32	2.784	53	71	1.522	328	1,2	36	2.940
B	0–5 cm	43	4	30	535	0,7	46	174	14	0,8	35	739
	5–10 cm	51	3	31	525	0,8	44	168	16	0,8	37	724
C	0–5 cm	16	1	23	160	0,4	26	53	3	0,4	35	258
	5–10 cm	18	1	24	169	0,4	28	54	3	0,4	37	276
D	0–5 cm	18	0,5	37	53	0,6	40	37	2	0,5	49	121
	5–10 cm	19	0,5	39	52	0,6	41	39	3	0,5	53	131

Tab. 4: Schwermetallgehalte der Bodenprofile der Standorte A bis D

Flächen		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb	Tl	V	Zn
		mg/kg TS										
A	0–5 cm	314	17,3	40,9	2.540	36,7	65	1.570	256	1,1	56,0	2.790
	5–10 cm	415	14,3	31,6	2.560	47,4	66	1.710	316	1,2	38,2	2.780
	10–20 cm	439	12,3	30,4	2.410	47,3	63	1.620	318	1,2	29,1	2.620
	20–40 cm	153	1,6	38,1	295	5,1	39	186	214	0,7	24,8	362
	40–60 cm	29	0,5	26,5	88	1,1	31	57	148	0,4	19,3	165
	> 60 cm	21	0,3	23,0	59	0,6	29	38	101	0,4	18,7	116
B	0–5 cm	47	4,9	30,3	585	0,8	42	210	26	0,9	38,7	805
	5–10 cm	61	3,3	33,3	550	1,0	44	192	31	1,0	41,7	695
	10–20 cm	56	2,1	33,7	480	1,1	45	183	31	1,1	38,8	655
	20–40 cm	53	1,2	31,9	83	1,5	37	95	29	0,9	30,2	116
	40–60 cm	40	0,3	24,6	51	1,1	28	61	31	0,7	25,1	77
	> 60 cm	18	0,1	19,5	25	0,2	22	20	21	0,5	21,0	55
C	0–5 cm	15	1,1	22,3	123	0,2	24	45	2,9	0,6	36,5	200
	5–10 cm	16	1,1	23,2	135	0,2	24	49	3,1	0,6	37,6	225
	10–20 cm	14	0,5	21,0	67	0,1	23	26	2,6	0,5	32,4	122
	20–40 cm	12	0,2	18,5	39	0,1	20	16	2,2	0,5	20,0	56
	40–60 cm	14	0,1	21,4	27	0,1	25	15	2,2	0,5	21,8	56
	> 60 cm	21	0,1	23,1	30	0,1	30	20	2,8	0,6	23,2	66
D	0–5 cm	19	0,5	38,3	42	0,4	34	33	2,7	0,6	50,1	93
	5–10 cm	20	0,4	43,7	45	0,3	35	33	2,7	0,7	50,2	92
	10–20 cm	21	0,3	38,1	38	0,3	37	29	2,5	0,7	43,1	83
	20–40 cm	24	0,3	36,5	37	0,3	41	30	3,0	0,6	35,3	74
	40–60 cm	11	0,1	27,2	20	0,1	25	10	2,0	0,7	24,8	41
	> 60 cm	11	0,1	28,1	24	0,1	25	9	1,8	0,5	28,8	46

Tab. 5: Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden: Metalle

Nutzungsart	BW ²⁾	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb	Tl	V	Zn
		mg/kg TS										
landwirtschaftliche Nutzflächen ¹⁾	BW II	40	2	200	50	10	100	500	5	2	100	300
	BW III	50	5	500	200	50	200	1.000	25	10	400	600

1) Dazu zählen alle Flächen, die der Produktion von Nahrungs- und Futterpflanzen dienen

2) BW = Bodenwert

BW II = Prüfwert (auch als Sanierungszielwert bezeichnet)

= Schutzgut- und nutzungsbezogener Gehalt in Böden, der trotz dauernder Einwirkung die "normale" Lebens- und Leistungsqualität auch langfristig nicht negativ beeinträchtigt

BW III = Eingreifwert (Interventionswert)

= Gehalt im Boden, bei dem Schäden an Schutzgütern wie Pflanze, Tier und Mensch sowie an Nutzungen und Ökosystemen erkennbar werden können.

• Kupfer (Cu)

Wenn auch der extrem hohe Cu-Gehalt der Böden von Fläche A von durchschnittlich ca. 2.500 mg Cu in den obersten 20 cm in der nächst tieferen Bodenschicht (bis 40 cm) auf etwa 1/10 des Wertes absinkt, entspricht auch dieser Wert BW III.

Die Kupferwerte der Böden in Fläche B zeigen in abgeschwächter Form ein ähnliches Bild wie in Fläche A (vgl. Tab. 3 und Tab. 4). Das entspricht etwa dem zehnfachen Wert der Obergrenze des Normalbereichs nach D. E. BAKER (ALLOWAY, 1990). Dies ist offenbar auf die nahezu viermal so hohe Distanz zum Emittenten zurückzuführen. Bis in 20 cm Tiefe beträgt der Cu-Gehalt durchschnittlich 540 mg Cu und somit mehr als das Doppelte des Grenzwertes für BW III. Darunter sinkt der Cu-Gehalt rapid ab und beträgt unterhalb von 60 cm nur mehr 25 mg.

In Fläche C wurden in den beiden obersten Horizonten (bis 10 cm Tiefe) deutlich erhöhte Cu-Werte nachgewiesen (durchschnittlich 130 mg Cu). Ab 10 cm Bodentiefe sinkt der Cu-Gehalt rapide auf den Normalgehalt ab.

Die Cu-Werte der Fläche D liegen durchwegs unter BW II (zwischen 20 und 45 mg).

Vergleicht man die vorliegenden Ergebnisse des Cu-Gehaltes der Böden entlang des Schadstoffgradienten mit jenen der stichprobenartigen Untersuchungen, die im Rahmen der interdisziplinären Studie "Umweltbestandsaufnahme durch Fernerkundung und Bodenmessung – Unteres Inntal". (ÖBIG, 1978) durchgeführt wurden, so ist Übereinstimmung gegeben.

Sowohl die entfernungsabhängige Abnahme der Cu-Kontamination der Böden als auch die niedrigen Cu-Werte in den unteren Horizonten sind ein eindeutiger Hinweis auf eine anthropogene Ursache.

• Blei (Pb)

Ebenso spektakulär sind die Ergebnisse hinsichtlich Pb. In Fläche A ist bis in 20 cm Tiefe durchschnittlich 1.630 mg Pb ermittelt worden, sie ist somit BW III zuzuordnen. In 20 bis 40 cm Tiefe wurden etwa 190 mg Pb und unterhalb von 60 cm nur mehr knapp 40 mg Pb gemessen (vgl. Tab. 4).

In Fläche B liegt der Pb-Gehalt in den obersten 20 cm bei 200 mg und nimmt darunter sprunghaft ab. Unterhalb von 60 cm beträgt der Pb-Gehalt 20 mg, somit ein Zehntel des im obersten Horizont gemessenen Wertes.

In Fläche C nimmt der Pb-Gehalt von etwa 50 mg auf ca. 20 mg ab. In Fläche D bewegen sich die Pb-Werte zwischen 33 mg im obersten Bereich und 9 mg unterhalb von 60 cm Tiefe.

Signifikante Überschreitungen der "Normalwerte" unkontaminierter Böden (DAVIES, 1990) von 30 bis 100 mg zeigen sich nur in den beiden emittentennäheren Flächen A und B. Im Vergleich zur genannten Studie des Österreichischen Bundesinstitutes für Gesundheitswesen (ÖBIG, 1978) zeigt sich wiederum eine weitgehende Übereinstimmung der Ergebnisse.

- **Arsen (As)**

Signifikant erhöhte As-Werte in der emittentennächsten Fläche kennzeichnen die Situation. Der Durchschnitt des As-Gehaltes der Böden der Fläche A beträgt bis 20 cm Tiefe gerundet 390 mg As – nahezu achtmal so hoch wie BW III. In 20 bis 40 cm Tiefe wurden immerhin noch 153 mg As – mehr als der dreifache Wert von BW III – ermittelt. Darunter nimmt der As-Gehalt deutlich ab und erreicht unterhalb 60 cm Tiefe etwa 20 mg As. Das liegt durchaus im Bereich der von O'NEILL (1990) angegebenen Normalwerte für unkontaminierte Böden (1 bis 40 mg As, davon mehr als die Hälfte unter 20 mg).

In Fläche B wird bis 20 cm Tiefe der BW III mit durchschnittlich 55 mg As nur knapp überschritten; unterhalb 60 cm Tiefe beträgt der Wert 18 mg As.

Die As-Werte der Flächen C und D zeigen keine signifikanten Unterschiede in den einzelnen Bodenhorizonten. Die Ergebnisse liegen zwischen 11 und 24 mg As und damit im Normalbereich.

- **Cadmium (Cd)**

Massiv erhöhte Cd-Werte in den obersten Schichten der beiden emittentennächsten Flächen sind deutliche Zeichen für starke Cd-Emissionen in den vergangenen Jahrzehnten. Laut ALLOWAY (1990) wurden insgesamt rund 50 % des jemals industriell eingesetzten Cadmiums in den letzten 20 Jahren produziert!

Mit einem Durchschnittswert von 14,6 mg Cd bis zu 20 cm Bodentiefe liegen die Cd-Kontaminationen von Fläche A beim Dreifachen von BW III (vgl. Tab. 3, Tab. 4 und Tab. 5). Ab einer Bodentiefe von 20 cm sinken die Cd-Werte rapide ab und liegen unterhalb von BW II. Die Werte ab 40 cm Bodentiefe liegen im Bereich jener, die in Europa unkontaminierten Böden entsprechen.

Fläche B zeigt in den drei obersten Bodenhorizonten noch deutlich erhöhte Cd-Werte, sie liegen aber unterhalb von BW III. Tiefer als 20 cm nimmt der Cd-Wert rasch ab.

Fläche C zeigt zwar in den zwei obersten Bodenschichten (bis 10 cm Bodentiefe) gegenüber der Fläche D mit 1 mg Cd etwa den doppelten Wert von Fläche D auf; aber auch diese Werte liegen unterhalb von BW II.

- **Zink (Zn)**

Bei den erhobenen Zn-Werten der Böden zeigt sich – wie auch bei den anderen Schwermetallen – ein deutlicher Zusammenhang zwischen Kontamination und Nähe zum Emittenten.

Fläche A weist mit durchschnittlich 2.730 mg Zn erwartungsgemäß die höchsten Werte bis in 20 cm Bodentiefe auf. Das entspricht knapp dem Fünffachen von BW III. Ab 20 cm Tiefe sinken die Zn-Werte rasch ab. In den beiden untersten Meßhorizonten (40 bis 60 cm und darunter) wird der BW II mit 165 bzw. 116 mg Zn deutlich unterschritten.

Fläche B weist in den drei obersten Meßhorizonten (mit durchschnittlich 720 mg Zn) deutliche Überschreitungen des BW III auf. Unterhalb von 20 cm Bodentiefe sinkt der Zn-Gehalt rapide ab und beträgt unterhalb von 60 cm nur mehr 55 mg Zn.

Die Zn-Gehalte in den Böden von Fläche C sind mit durchschnittlich 180 mg Zn in den oberen drei Horizonten noch etwa doppelt so hoch wie die entsprechenden Werte der Fläche D. Diese Werte liegen aber deutlich unter BW II. In den darunterliegenden Schichten der beiden Flächen wurden durchaus "normale" Zn-Gehalte gemessen.

- **Quecksilber (Hg)**

In den drei obersten Bodenhorizonten der Fläche A zeigt sich mit einem Durchschnittswert von etwa 40 mg Hg eine Annäherung an den BW III. Alle anderen Ergebnisse liegen deutlich unter 10 mg Hg und somit weit unter BW II nach EIKMANN und KLOKE (1993).

- **Antimon (Sb)**

Mit einem Durchschnittswert von nahezu 300 mg Sb in den obersten 3 Horizonten der Fläche A wird etwa der zwölfwache Wert von BW III erreicht. Selbst unterhalb von 60 cm liegt der Sb-Wert über dem Vierfachen von BW III.

Die Sb-Werte aller Horizonte in Fläche B liegen in einem engen Bereich (zwischen etwa 20 und 30 mg Sb). Der Sb-Gehalt liegt somit über BW III, ausgenommen unterhalb von 60 cm.

Die Sb-Ergebnisse für die Flächen C und D sind in allen Bodenhorizonten nahezu ident (1,8–3 mg Sb). Ihr Sb-Gehalt liegt somit deutlich unter BW II.

Der Gehalt der Böden der vier untersuchten Flächen an den übrigen Schwermetallen Chrom (Cr), Nickel (Ni), Thallium (Tl) und Vanadium (V) weist keine signifikanten Kontaminationen – sämtliche Werte liegen weit unter BW II – auf. Allerdings zeigt der Gehalt der Problemstoffe Nickel (Ni) und Thallium (Tl) in Richtung zum Emittenten eine, wenn auch schwache (Verhältnis maximal 2:1) Steigerung.

5.2.2 Gehalte an austauschbaren Schwermetallen (BaCl₂-Auszug)

Die Mobilisierbarkeit von Schwermetallen im Boden ist ein wesentliches Kriterium für die Beurteilung ihrer Wirkung, da diese die Verfügbarkeit für verschiedene Ökosystemkomponenten, so auch für die Bodenfauna, steuert. Weiters hängt von ihr auch das Ausmaß der Auswaschung in das Grundwasser ab. Die Mobilität wird durch verschiedene Bodenparameter maßgeblich beeinflusst, insbesondere vom pH-Wert, vom Ton- und Humusgehalt sowie von pedogenen Oxiden (dem Sesquioxid-Gehalt), vgl. dazu z. B. ALLOWAY (1990), SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992).

Zur Bestimmung der Mobilisierbarkeit – bzw. zur Abschätzung der Verfügbarkeit – existieren eine Vielzahl von methodischen Ansätzen, wobei für die Praxis der Bodenbewertung vor allem chemische Extraktionsverfahren eingesetzt werden. Diese reichen von einfachen Auszügen bis zu vielstufigen Extraktionsverfahren. Im Rahmen dieser Studie gelangten zwei Varianten zum Einsatz: der Bariumchloridauszug nach BLUM et al. (1989) und ein 6-stufiges Extraktionsverfahren (vgl. Kap. 5.2.3).

Unter der Annahme einer hinreichend guten Vergleichbarkeit zwischen CaCl₂- und BaCl₂-Auszügen, können für die Interpretation der vorliegenden Daten die von DELSCHEN und WERNER (1989) vorgeschlagenen Richtwerte für den Nutzpflanzenbau bei Zink (4.000 ppb) und Cadmium (200 ppb) herangezogen werden. Die Beurteilung der mobilen Blei- und Kupfergehalte folgt dem Vorschlag "Prüfwerte für den Nutzpflanzenbau" (Pb: 1.000–2.000 ppb, Cu: 200 ppb) von WENZEL et al. (1991). In Ermangelung von Beurteilungskriterien für weitere Elemente wurden für den vorliegenden Bericht Kupfer, Zink, Cadmium und Blei ausgewählt (vgl. Tab. 6). Bezüglich weiterer Elemente im BaCl₂-Auszug, wird auf den Report UBA-94-099a verwiesen.

Tab. 6: *Gehalte an mobilen Schwermetallen (0.1 M Bariumchlorid-Auszug) der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe (jeweils Mittelwerte aus 5 Proben). Bei Überschreitung der Richt- bzw. Prüfwerte für den Nutzpflanzenbau Werte im Fettdruck.*

Fläche	Tiefenstufe	Kupfer	Zink	Cadmium	Blei
		µg/kg Boden			
A	0–5 cm	8.780	47.800	1.700	262
	5–10 cm	6.740	157.000	2.820	964
B	0–5 cm	1.324	738	126	<60
	5–10cm	758	544	144	<60
C	0–5 cm	438	180	48	<60
	5–10cm	386	170	54	<60
D	0–5 cm	97	<20	<10	<60
	5–10cm	62	<20	<10	<60

Wie bei den Gesamtgehalten, ist auch bei den mobilen Schwermetallanteilen ein ausgeprägter Gradient in Abhängigkeit von der Entfernung zum Emittenten festzustellen. Der Richtwert für Kupfer nach WENZEL et al. (1991) wird an den Standorten A bis C überschritten, wobei diese Überschreitung auf A rund das 40fache des Richtwertes erreicht. Bei Zink wird der Richtwert von DELSCHEN und WERNER (1989) nur auf der Fläche A, hier allerdings um rund das 10fache bis 40fache überschritten. Auch bei Cadmium finden sich auf der Fläche A ähnlich erhöhte Werte. Bei Blei wird der Richtwert an keinem der Standorte erreicht.

Da Schwermetallanteile auch nach sequentieller Extraktion ermittelt wurden (vgl. Kapitel 5.2.3), bietet sich ein Vergleich der Bariumchloridauszüge mit den Daten aus der ersten Fraktion dieser sequentiellen Extraktion an. Dabei zeigt sich, daß durch einen Auszug mittels Ammoniumacetat bei pH=7 wesentlich höhere Schwermetallanteile in dieser leicht austauschbaren ("mobilen") ersten Fraktion erhalten werden. Die mit Ammoniumacetat im Vergleich zu den mit Bariumchlorid eluierbaren Anteile nehmen dabei von Cadmium über Kupfer, Zink und Blei zu. Bezüglich Details vgl. Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a).

Während in Deutschland zur Bestimmung der mobilen Anteile vornehmlich ein Calciumchlorid-auszug eingesetzt wird, schlagen BLUM et al. (1989) einen Bariumchloridauszug vor. In der Schweiz wird dazu vor allem ein Auszug mit Natriumnitrat verwendet. Nach Untersuchungen von DELSCHEN und WERNER (1989) entsprechen zumindest bei Cadmium die mit BaCl₂ extrahierbaren weitgehend den mittels CaCl₂-Auszug ermittelten Anteilen. Inwieweit dies auch für andere Elemente sowie für andere Auszugsvarianten (etwa Auszüge mit Ammoniumchlorid, Ammoniumacetat oder Natriumnitrat) gilt, bedarf noch eingehender Untersuchungen. Eine Vergleichbarkeit mit EDTA-Extrakten ist jedenfalls – vermutlich aufgrund der pH-Abhängigkeit der Metall-EDTA-Komplexe – kaum gegeben (WENZEL et al., 1991).

5.2.3 Sequentielle Fraktionierung – Abschätzung der Verfügbarkeit

Abhängig von der Herkunft und vom chemischen Milieu ihrer Umgebung liegen die Spurenelemente in unterschiedlicher Form vor. In der Form (ob etwa in das Kristallgitter eines Silikatminerals eingebunden oder als Ion gelöst im Bodenwasser) liegt wesentlich das Verhalten in biologischen Systemen und somit auch ihre Bedeutung begründet. Die Form (chemische Spezifizierung) eines Elements beeinflusst wesentlich seine Verfügbarkeit. Die Verfügbarkeit ist wiederum Voraussetzung für eine mögliche toxische Wirkung.

Im Wissen um die ökotoxikologische Bedeutung der chemischen Form eines Elements gibt es bereits viele methodische Ansätze zu deren Analyse. Für die vorliegende Untersuchung wurde ein chemisches Batch-Extraktionsverfahren ("sequentielle Extraktion") eingesetzt, welches von TESSIER et al. (1979) entwickelt und von FÖRSTNER und CALMANO (1982) sowie von KRALIK und SAGER (1986) modifiziert wurde. Dabei werden die in Tab. 7 angeführten Fraktionen (= Bindungsformen der Elemente) berücksichtigt. Hinsichtlich methodischer Details und Diskussion vgl. Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a).

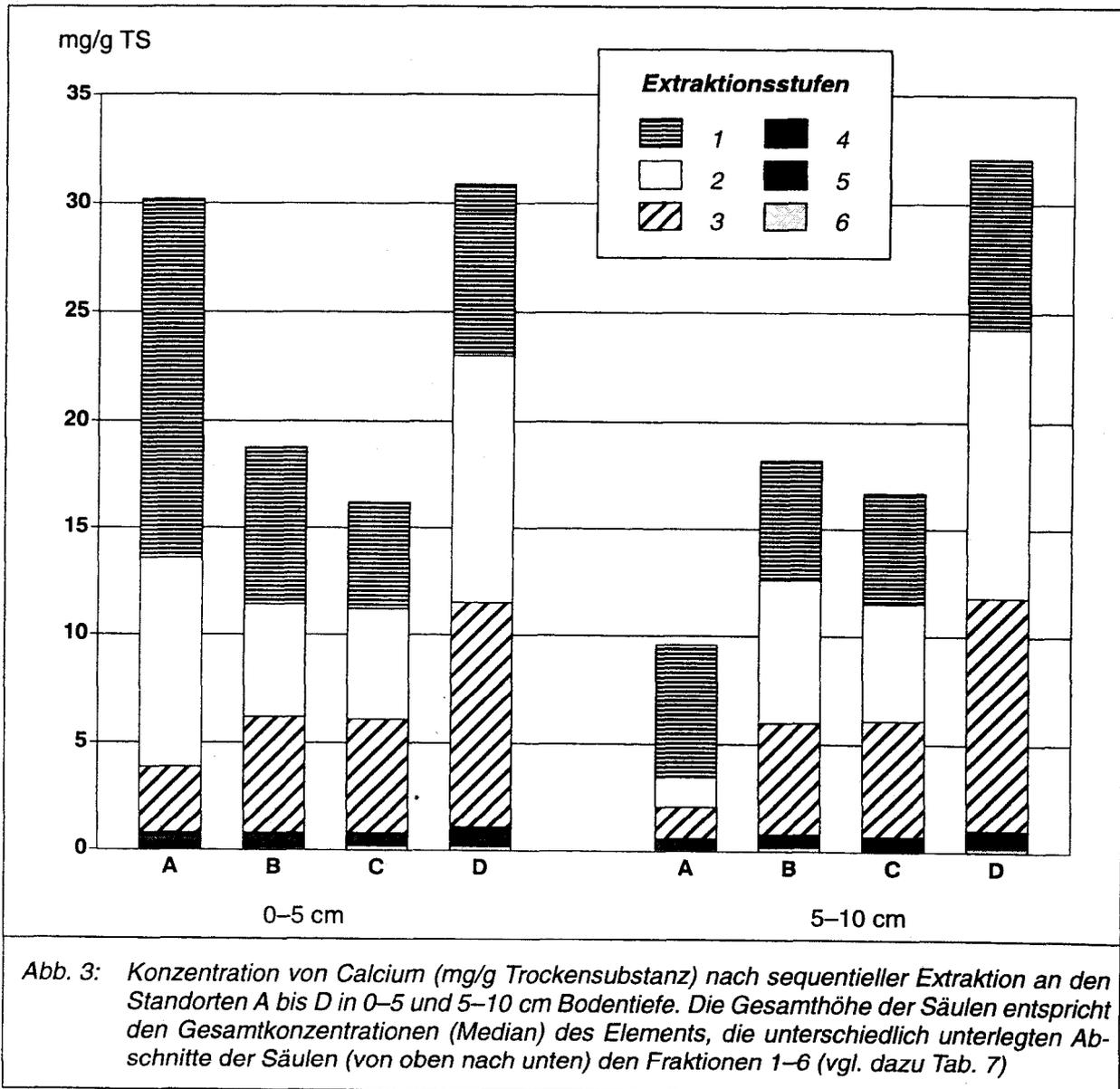
Insgesamt wurden die Elemente Calcium, Magnesium, Mangan, Eisen, Chrom, Cobalt, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium, Blei, Arsen, Antimon und Zinn nach diesem Extraktionsverfahren bestimmt, wobei im vorliegenden Bericht die Ergebnisse für Calcium, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei kurz vorgestellt werden. Während bei Calcium hier beide Bodentiefen besprochen werden, beschränkt sich die Darstellung bei den übrigen Elementen auf die Bodentiefe 0–5 cm. Bezüglich Details wird auf den Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a) verwiesen.

Tab. 7: *Eingesetzte Extraktionsverfahren und Bezeichnung der erhaltenen Fraktionen*

Extraktionsstufe	Extraktionsmedium	Fraktion (erhaltene Bindungsform)
1	Ammoniumacetat 1M, pH=7	'austauschbare Kationen'
2	Ammoniumacetat 1M, pH=5	'karbonatische Bindungsformen' 'leicht nachlieferbare Fraktion'
3	Hydroxylamin-Hydrochlorid 0.04M in 25 % Essigsäure	'leicht reduzierbare Phasen' Manganoxide und amorphe Eisenoxidhydrate
4	Ammoniumoxalat 0.2M Oxalsäure 0.2M, pH=3	'mäßig reduzierbare Phasen' schwach kristalline Eisenoxidhydrate
5	Perhydrol, 30 %, pH=2 Ammoniumacetat, 1M, pH=7	'organische Bindungsformen und Sulfide'
6	Salpetersäure, 65 %	'Residualfraktion'

Calcium

Als Gesamtmenge (alle Extraktionsstufen summiert) wurden rund 1 bis 3 Prozent Calcium in den untersuchten Böden und somit ein mäßig hoher Gehalt festgestellt. Im Unterboden (5–10 cm Tiefe) nimmt der Gesamtgehalt in Richtung zum Emittenten (von Fläche D bis A) deutlich ab. Im Oberboden (0–5 cm) finden sich an den Standorten B, C und D jeweils mit dem Unterboden vergleichbare Werte. Am emittentennächsten Standort A ist hier jedoch etwa die dreifache Calciumkonzentration festzustellen. In allen Fällen wird weit über 90 % des Calciums in den ersten drei Extraktionsstufen gelöst, d.h. es handelt sich dabei im wesentlichen um austauschbares sowie karbonatisch (calcitisch und dolomitisch) gebundenes Calcium. Als Antagonist für Schwermetalle ist somit aus toxikologischer Sicht, besonders der austauschbare Anteil von Bedeutung; dieser beträgt zwischen ca. 5 und 8 mg/g, liegt auf der Fläche A jedoch rund doppelt so hoch. Zusammen mit dem großen Unterschied zwischen Ober- und Unterboden auf A, läßt dies auf erhebliche Einträge durch anthropogene Kalkungsmaßnahmen schließen.



Kupfer

Bei Kupfer ist ein ausgeprägter exponentieller Zusammenhang zwischen Bodenbelastung und Entfernung vom Emittenten festzustellen (vgl. Abb. 4). Dieser Gradient ist auch in allen Fraktionen erkennbar. Die relativen Anteile des austauschbaren (und damit für Organismen leichter verfügbaren) Anteils nehmen von D nach A stetig zu. Da emissionsbedingte im Vergleich zu geogen bedingten Schwermetallen meist leichter löslich sind, mag dies zusätzlich zum festgestellten Gradienten als weiterer Hinweis für eine Belastung durch Emissionen gesehen werden. An allen Standorten tritt Kupfer vornehmlich in der 4. Extraktionsstufe auf. Diese Fraktion umfaßt amorphe und wenig kristalline Eisenoxide und -hydroxide, teilweise auch labilere organische Komplexe (vgl. Tab. 7). Ohne Berücksichtigung möglicher Wechselwirkungen mit anderen Bodenbestandteilen (etwa dem Anteil an leicht verfügbarem Calcium) sind die leicht bis mäßig verfügbaren Anteile des Kupfers zumindest auf den Standorten A und B als toxikologisch relevant einzustufen.

Zink

Wie beim Kupfer ist auch hier eine exponentielle Abnahme der Konzentration mit zunehmender Entfernung vom Emittenten feststellbar. Wiederum zeigt sich der Gradient in allen Fraktionen (vgl. Abb. 4). Zum Unterschied vom Kupfer ist Zink dadurch charakterisiert, daß es sich keiner Fraktion eindeutig zuordnen läßt, sondern – mit Ausnahme der Fraktion 5 – relativ gleichmäßig auf diese verteilt ist. Auch bei Zink ist zumindest an den Standorten A und B eine toxikologisch relevante Belastung mit leichter verfügbaren Anteilen gegeben.

Cadmium

Ein ausgeprägter Schadstoffgradient ist wiederum evident. Besonders auffällig ist bei diesem Schwermetall der besonders hohe Anteil in den leichter verfügbaren Fraktionen (vgl. Abb. 4). In den ersten beiden Fraktionen werden 80–100 % der Gehalte im Königswasseraufschluß erhalten. Die daraus zu folgernde hohe Mobilität des Cadmiums im Boden – und damit seine ökotoxikologische Bedeutung – ist in der Literatur vielfach dokumentiert. Mit zunehmender Entfernung vom Emittenten ist, wie bei Kupfer und Zink, eine Verschiebung in Richtung geringerer Löslichkeit festzustellen.

Blei

Auch bei diesem Schwermetall ist ein ausgeprägter Schadstoffgradient festzustellen (vgl. Abb. 4), der sich wiederum in den einzelnen Fraktionen fortsetzt. Blei tritt besonders in den Fraktionen 2 und 3 auf und bindet dort rund $\frac{3}{4}$ des Gesamtgehaltes. Dies entspricht einer spezifischen Bindung in und an Carbonate sowie an Manganoxide und -hydrate des Bodens. Mit etwa 10 Prozent ist der Anteil austauschbaren Bleis auf Standort A sehr hoch. Wiederum fällt dieser Anteil über die Flächen B, C und D ab. Der austauschbare ("verfügbare") Anteil des Bleis ist auf allen Standorten generell als hoch einzustufen.

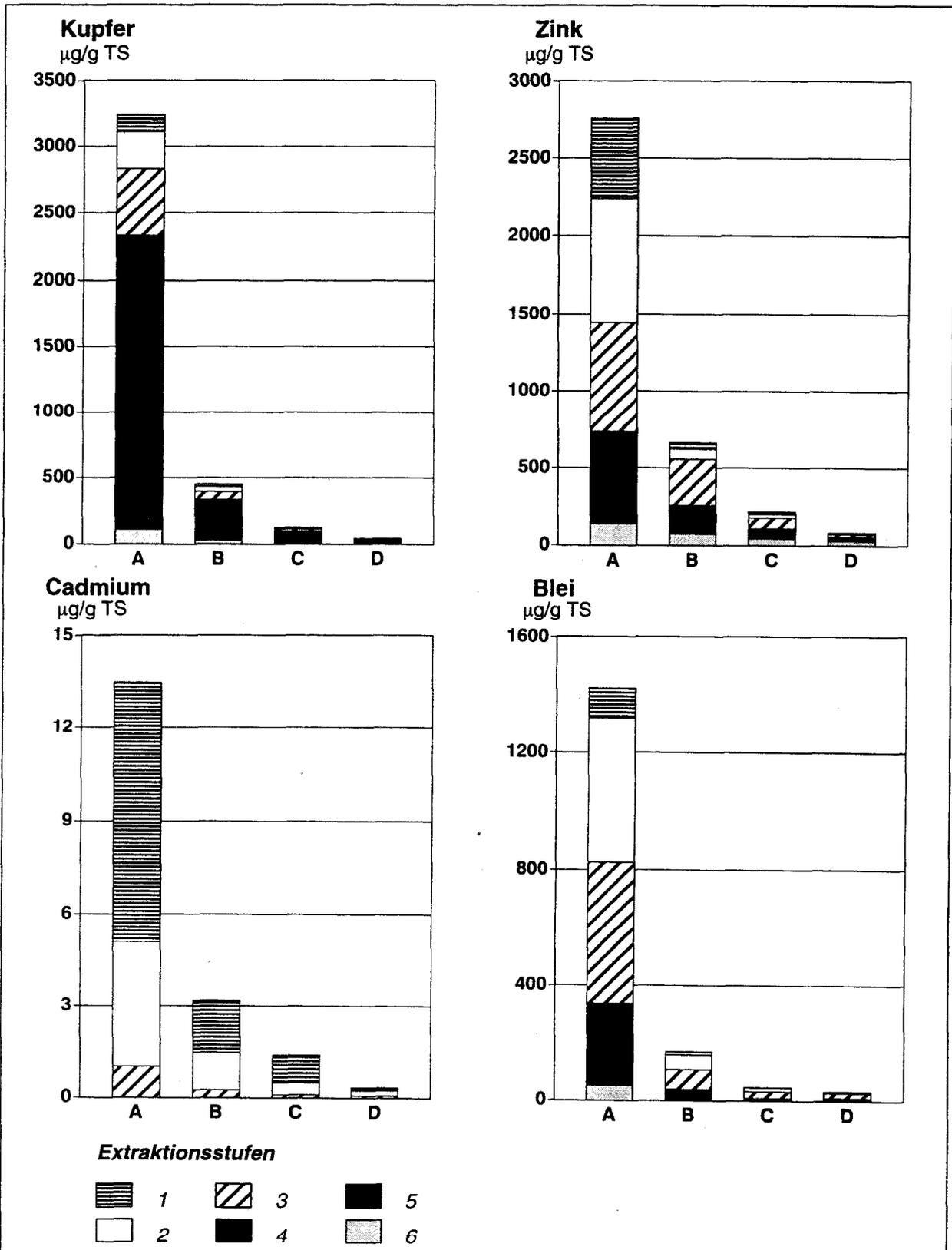


Abb. 4: Konzentration der Schwermetalle Kupfer, Zink, Cadmium und Blei (µg/g Trockensubstanz) nach sequentieller Extraktion an den Standorten A bis D in 0–5 cm Bodentiefe. Die Gesamthöhe der Säulen entspricht den Gesamtkonzentrationen (Medianwerte) des Elements, die unterschiedlich unterlegten Abschnitte der Säulen (von oben nach unten) den Fraktionen 1–6 (vgl. dazu Tab. 7)

5.3 POLYCYCLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAH)

In den letzten Jahren ist das Interesse an den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) stark gestiegen, da an Hand zahlreicher Tierversuche für einzelne Verbindungen mehr oder weniger starke Kanzerogenität nachgewiesen wurde. Aufgrund dieser Erkenntnis hat die WHO vorgeschlagen, aus der sehr hohen Anzahl von in Umweltproben nachweisbaren PAH zumindest 6 Leit- bzw. Indikatorsubstanzen zu bestimmen (in Tab. 9 mit * gekennzeichnet). Unabhängig davon enthält die von der amerikanischen Umweltbehörde (EPA) herausgegebene Liste (US-EPA Priority Pollutant List) gefährliche Umweltgifte. Die darin genannten PAH wurden zusätzlich in das Untersuchungsprogramm aufgenommen (in Tab. 9 mit ** gekennzeichnet). Wenn PAH auch ubiquitär in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden können, so liegen beispielsweise die PAH-Gehalte von Böden im Bereich städtischer Ballungsräume wesentlich höher.

Der Eintrag von PAH in den Boden erfolgt vornehmlich über Sedimentation bzw. Deposition von PAH beladenen Aerosolteilchen. Im Boden reichern sie sich in den obersten Profilschichten an (BRÜNE, 1985), da sie nach LITZ und BLUME (1989) sehr stark an den Humus gebunden werden und eine nur sehr geringe Löslichkeit aufweisen. Daher wurden für die vorliegenden PAH-Untersuchungen nur die obersten 0–5 cm und 5–10 cm herangezogen.

Nach BUTLER et al. (1984) beeinflussen neben der Nähe zu bekannten Emittenten auch der Gehalt an organischem Kohlenstoff und die Bodenporosität den PAH-Gehalt von Oberböden. Aufgrund von Modellrechnungen von HERRMANN (1987) ist Benzo(a)pyren (BaP) nahezu immobil im Boden/Grundwassersystem.

Für die Bewertung der Bodenbelastung mit PAH werden häufig die "Holländischen Richtwerte" herangezogen. Im "Leitfaden Bodensanierung" (1988) werden folgende Richtwerte angegeben:

Tab. 8: PAH-Richtwerte aus dem Holländischen "Leitfaden Bodensanierung"

	A	B	C
	mg/kg TS		
Naphthalin	<0,01	5	50
Phenanthren	<0,1	10	100
Anthracen	<0,1	10	100
Fluoranthen	<0,1	10	100
Chrysen	<0,01	5	50
Benzo(a)anthracen	<1	5	50
Benzo(a)pyren	<0,1	10	100
Benzo(k)fluoranthen	<10	5	50
Indeno(1,2,3 cd)pyren	<10	5	50
Benzo(ghi)perylen	<10	10	100
PAH-(gesamt)	1	20	200

Indikative Richtwerte: A Referenzwerte bei 10 % organischen Bestandteilen
 B Richtwerte für eine (nähere) Untersuchung
 C Richtwerte für eine Sanierung(s-untersuchung)

Tab. 9: PAH-Gehalte der Böden der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe

PAH	A		B		C		D	
	0–5	5–10	0–5	5–10	0–5	5–10	0–5	5–10
	mg/kg TS							
Anthracen ^{xx)}	0,004	0,004	0,002	0,003	0,004	0,002	0,002	n.n.
Benzo(a)anthracen ^{xx)}	0,025	0,042	0,013	0,024	0,023	0,020	0,011	0,008
Benzo(k)fluoranthren ^{x), xx)}	0,022	0,036	0,013	0,017	0,018	0,017	0,010	0,008
Benzo(g,h,i)perylen ^{x), xx)}	0,038	0,056	0,016	0,02	0,022	0,021	0,012	0,012
Benzo(a)pyren ^{x), xx)}	0,045	0,066	0,028	0,034	0,037	0,036	0,02	0,011
Chrysen ^{xx)}	0,044	0,061	0,025	0,034	0,031	0,03	0,017	0,012
Fluoranthren ^{x), xx)}	0,087	0,128	0,05	0,067	0,074	0,06	0,033	0,028
Indeno(1,2,3-a,d)pyren ^{x), xx)}	0,031	0,057	0,017	0,02	0,021	0,022	0,012	0,01
Phenanthren ^{xx)}	0,036	0,037	0,019	0,02	0,025	0,019	0,010	0,007
PAH-gesamt	0,368	0,487	0,183	0,239	0,255	0,227	0,127	0,095
^{x)} WHO – Indikatorsubstanzen ^{xx)} EPA – Liste n.n. nicht nachweisbar								

Zieht man zur Beurteilung die "Holländischen Richtwerte" (vgl. Tab. 8) heran, so erreicht keiner der Werte dieser Liste den angeführten Referenzwert. Das gilt sowohl für PAH-gesamt als auch Benzo(a)pyren.

Auch der Vergleich mit den nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerten für (Schad-)Stoffe im Boden nach EIKMANN und KLOKE (1993), wo für Benzo(a)pyren für die multifunktionale Nutzungsmöglichkeit 1 mg/kg Boden als Grenzwert angegeben ist, wird bei weitem nicht erreicht.

Somit kann nach dem heutigen Stand des Wissens mit großer Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden, daß es aufgrund der ermittelten PAH-Werte in den Böden des Untersuchungsgebietes zu negativen Auswirkungen auf die Bodenfauna kommt.

5.4 CHLORIERTER ORGANISCHE VERBINDUNGEN

Frühere Untersuchungen des Umweltbundesamtes ergaben im Umkreis des Emittenten erhöhte Dioxin-Konzentrationen in Boden-, Vegetations- und Milchproben (UMWELTBUNDESAMT, 1990). Es mußte daher damit gerechnet werden, daß gleichzeitig auch andere chlorierte organische Verbindungen beim Emittenten entstehen und in den emittentennahen Böden des Untersuchungsgebietes erhöht sein könnten. Nicht zuletzt aufgrund ihrer Persistenz in der Umwelt und ihres Schadpotentials wurden aus der Gruppe der chlorierten organischen Verbindungen folgende Stoffklassen in das Untersuchungsprogramm integriert:

- Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD, PCDF)
- Polychlorierte Biphenyle (PCB)
- Hexachlorcyclohexane (HCH)
- Chlorbenzole (CB)
- Octachlorstyrol (OCS)

Alle untersuchten Substanzen sind persistent, wenig wasserlöslich, schwer flüchtig und im Boden vor allem an Humus adsorbiert. Sie reichern sich daher in der obersten Bodenschicht an. Alle Substanzen sind nahezu ausschließlich anthropogenen Ursprungs. Die genannten Substanzen wurden in den Proben der vier Untersuchungsflächen (A, B, C, D) in den Tiefenstufen 0–5 cm und 5–10 cm analysiert. Dioxine wurden nur in der obersten Bodenschicht (0–5 cm) untersucht.

Als Summenparameter wurden zusätzlich die extrahierbaren, organisch gebundenen Halogenverbindungen (EOX) bestimmt.

5.4.1 Dioxine (PCDD/PCDF)

Aufgrund der vom Umweltbundesamt (UMWELTBUNDESAMT, 1990; RISS et al., 1990) im Untersuchungsgebiet festgestellten erhöhten Belastung der Böden mit polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD, PCDF – in der Folge kurz als Dioxine bezeichnet) und der hohen Toxizität – v. a. der 2,3,7,8-substituierten Kongenere – gegenüber Wirbeltieren einschließlich des Menschen, wurden diese Verbindungen auch in das gegenständliche Untersuchungsprogramm aufgenommen. Dioxine wurden vor den Sanierungsmaßnahmen in der Kupferhütte Brixlegg prozeßbedingt emittiert.

Die Dioxin-Konzentrationen in der Bodentiefe 0–5 cm können der Tab. 10 entnommen werden. Zu Vergleichszwecken wurden darin auch Daten aus früheren Untersuchungen (UMWELTBUNDESAMT, 1990; RISS et al., 1990) integriert. Die letzte Zeile gibt die Toxizitätsäquivalente (TE) an, wobei diese mit den "Internationalen Äquivalenzfaktoren" berechnet wurden. Dabei werden die 2,3,7,8-substituierten Kongenere berücksichtigt. Die Standorte A bis D sind entsprechend ihrer Entfernung zu den Montanwerken integriert. Es zeigt sich, daß die Ergebnisse der vorliegenden Studie gut in das frühere Bild passen. Bezüglich Details sowie für Angaben über Probenvorbereitung und Analytik, vgl. Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDESAMT, 1994a).

Über die Belastung der Böden in der Umgebung der Montanwerke Brixlegg wurde bereits mehrfach berichtet (UMWELTKONTROLLBERICHTE 1988, 1991, 1993; UMWELTBUNDESAMT, 1990; RISS et al., 1990) und dabei ein ausgeprägter Gradient in Abhängigkeit von der Entfernung zum Werk festgestellt. Dieser Gradient tritt auch bei einem Vergleich der Flächen A bis D deutlich zutage. Standort A liegt innerhalb einer Zone, für die vom Umweltbundesamt wegen der Metallbelastung der Böden Sanierungs- und Vorsichtsmaßnahmen vorgeschlagen wurden. Die Standorte B und C liegen innerhalb einer größeren Zone, in der für 1992 ein generelles Fütterungsverbot von Futtergras wegen der Dioxinbelastung des Grases empfohlen wurde. Aufgrund der Dioxinbelastungen der Böden sind derzeit keine über die aufgrund der Schwermetallbelastung abgegebenen Empfehlungen hinausgehenden Nutzungsbeschränkungen bzw. Sanierungsmaßnahmen mehr erforderlich. Dies trifft auf landwirtschaftliche und gärtnerische Nutzung sowie auch auf das Siedlungsgebiet (Kinderspielflächen, etc.) zu (UMWELTKONTROLLBERICHT, 1993).

In der Literatur wird kaum über die Wirkung auf Bodenorganismen berichtet, sodaß eine Diskussion dieses Aspekts unterbleiben muß. Beim derzeitigen Wissen ist davon auszugehen, daß Bodenorganismen (überhaupt alle Organismen, die nicht den Wirbeltieren zuzuordnen sind) eine deutlich höhere Toleranz gegenüber dieser Schadstoffklasse aufweisen. Eine Beeinträchtigung der Vitalität der Bodenfauna kann daher bei den festgestellten Dioxinkonzentrationen nicht angenommen werden. Allerdings ist festzuhalten, daß eine geringere Empfindlichkeit der Bodenorganismen die Gefahr einer Akkumulation dieser persistenten Verbindungen mit sich bringt. Es ist also nicht auszuschließen, daß sich im Nahrungsnetz über den Schadstofftransfer und Biomagnifikationseffekte letztlich doch für Wirbeltiere abträglich hohe Dioxinkonzentrationen ergeben könnten.

Tab. 10: Dioxingehalte (PCDD/PCDF) ausgewählter Böden des Untersuchungsgebietes in 0–5 cm Bodentiefe. Standorte A, B, C und D: gegenständliche Untersuchung; Standorte 1–7: aus RISS et al., 1990

Standort	1	A	2	3	4	B	5	6	C	7	D
Entfernung vom Werk (m) in Hauptwindrichtung (SW)	230	300	280 bis 450	400	1.100 bis 1.400	1.130	1.400 bis 2.200	2.350 bis 2.900	2.430	4.300 bis 4.600	5.900
Dioxine (ng/kg TS)											
2,3,7,8–Cl ₄ DD	12	7	12	6	5	1	2	2	2	n.n	0,2
1,2,3,7,8–Cl ₅ DD	85	79	25	19	8	7	6	8	6	n.n	0,4
1,2,3,4,7,8–Cl ₆ DD	62	19	18	13	10	4	4	2	5	n.n	n.n
1,2,3,6,7,8–Cl ₆ DD	92	46	26	22	19	9	11	7	10	2	0,6
1,2,3,7,8,9–Cl ₆ DD	54	21	18	15	19	4	7	4	5	n.n	0,6
1,2,3,4,6,7,8–Cl ₇ DD	320	120	110	120	140	40	80	60	12	14	6
OCDD	430	173	150	250	330	90	110	190	15	14	19
Furane (ng/kg TS)											
2,3,7,8–Cl ₄ DF	300	126	105	92	32	24	15	11	3	4	2
1,2,3,7,8–Cl ₅ DF	550	106	88	140	26	16	16	8	3	2	0,6
2,3,4,7,8–Cl ₅ DF	250	177	93	69	23	22	13	7	4	2	0,9
1,2,3,4,7,8–Cl ₆ DF	270	129	88	72	23	26	16	9	5	4	1
1,2,3,6,7,8–Cl ₆ DF	210	87	77	61	16	14	11	6	2	3	0,7
1,2,3,7,8,9–Cl ₆ DF	15	6	n.n	2	n.n	1	n.n	n.n	n.n	n.n	n.n
2,3,4,6,7,8–Cl ₆ DF	140	97	53	42	11	18	7	4	3	8	0,7
1,2,3,4,6,7,8–Cl ₇ DF	590	255	180	190	80	60	54	30	13	15	4
1,2,3,4,7,8,9–Cl ₇ DF	54	31	n.n	16	n.n	8	n.n	n.n	2	n.n	0,5
OCDF	650	196	100	150	50	57	n.n	90	13	n.n	4
TE (I–TEF) ^{*)}	332	198	116	93	37	28	21	15	11	3	1,5
*) Internationale Toxizitätsäquivalente											

5.4.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Polychlorierte Biphenyle (PCB) wurden und werden z. T. heute noch in größerem Maßstab für verschiedene Einsatzzwecke hergestellt (z. B. Trafoöle, Hydraulikflüssigkeiten).

Von den über 200 Einzelverbindungen ausschließlich anthropogenen Ursprungs (PAL et al., 1980) sind es sechs (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180), die zumeist als repräsentative Substanzen in Umweltproben analysiert werden (vgl. VDLUFA, 1985). Als "PCB-Gehalt" wird üblicherweise die Summe der genannten sechs Einzelverbindungen angegeben. (BALLSCHMITER et al., 1989).

Die erhobenen Werte der untersuchten Böden (vgl. Tab. 11) liegen unter $10 \mu\text{g}/\text{kg}$ TS. Das entspricht laut KÖNIG et al. (1991) Grünlandböden in ländlichen Bereichen.

Hinweise auf Grenzwerte bezüglich PCB gibt es in der Oberösterreichischen Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung (1993). Klärschlamm und Klärschlammkompost, der auf Böden ausgebracht werden soll, darf $0,2 \text{ mg}/\text{kg}$ TS für die jeweiligen Komponentennummern der PCB nicht überschreiten. Dieser Wert ist auch in der novellierten deutschen Klärschlammverordnung (1992) genannt.

Aufgrund der niedrigen Konzentrationen sind beim derzeitigen Kenntnisstand keine nennenswerten Schädwirkungen auf die Bodenfauna zu erwarten.

Tab. 11: Analysenergebnisse der polychlorierten Biphenyle (PCB) der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe

Fläche		PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	PCB 180	PCB gesamt
		$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS						
A	0 – 5 cm	0,27	0,42	1,14	2,47	1,64	1,20	7,14
	5–10 cm	0,21	0,19	1,20	2,50	1,96	1,20	7,26
B	0 – 5 cm	0,17	0,11	0,48	2,46	2,23	0,70	6,15
	5–10 cm	0,14	0,10	0,16	0,69	0,63	0,27	1,99
C	0 – 5 cm	<0,1	0,14	0,18	0,58	0,67	0,26	1,83
	5–10 cm	0,19	<0,1	<0,1	0,94	0,87	0,29	2,29
D	0 – 5 cm	<0,1	<0,1	<0,1	0,35	0,42	0,17	0,94
	5–10 cm	<0,1	<0,1	<0,1	0,51	0,52	0,23	1,26
Bestimmungsgrenze = $0,1 \mu\text{g}/\text{kg}$ TS								

5.4.3 Hexachlorcyclohexane (HCH)

Technisches HCH ist ein Gemisch aus mehreren Strukturisomeren von denen das γ -HCH (Lindan) wegen seiner ausgeprägten insektiziden Wirkung in großem Maßstab angewendet wurde. Durch die Pflanzenschutzmittelverbotsverordnung ist das Inverkehrsetzen und die Verwendung von Lindan seit dem 20. Februar 1992 verboten.

Tab. 12 ist zu entnehmen, daß die ermittelten Werte teilweise unter der Nachweisgrenze liegen. Der Referenzwert der Holländischen Liste (1988) für HCH von 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ist bei weitem in keiner der Bodenproben erreicht, daher kann ein schädigender Einfluß auf die Bodenfauna nicht angenommen werden.

Tab. 12: Analyseergebnisse der Hexachlorcyclohexane (HCH) der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe

Fläche		α -HCH	β -HCH	γ -HCH	δ -HCH
$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS					
A	0 – 5 cm	0,03	<0,02	0,07	0,02
	5–10 cm	n.n.	n.n.	0,02	0,02
B	0 – 5 cm	0,06	0,04	0,25	0,02
	5–10 cm	0,02	n.n.	0,11	n.n.
C	0 – 5 cm	0,03	0,02	0,11	0,02
	5–10 cm	0,02	n.n.	0,05	n.n.
D	0 – 5 cm	0,03	<0,02	0,04	n.n.
	5–10 cm	<0,02	n.n.	0,04	<0,02

n.n. = nicht nachweisbar
 Bestimmungsgrenze (BG) = 0,02 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS
 Nachweisgrenze (NG) = 0,01 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS

5.4.4 Chlorbenzole (CB)

Aufgrund ihrer Persistenz gehören Chlorbenzole (CB) heute zu den überall in der Biosphäre auftretenden Verbindungen. Aus der Stoffklasse der Chlorbenzole wurden die Gehalte der 1,2,3,4-, 1,2,3,5- und 1,2,4,5-Tetrachlorbenzole (TCB) sowie des Pentachlor- (PeCB) und Hexachlorbenzols (HCB) bis in eine Bodentiefe von 10 cm ermittelt.

Die in den Böden des Untersuchungsgebietes festgestellten Konzentrationen der TCB, des PeCB und des HCB liegen durchwegs deutlich unterhalb von 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (vgl. Tab. 13).

Tab. 13: Gehalte an ausgewählten Chlorbenzolen der Böden der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe

Standort	A		B		C		D	
	0–5	5–10	0–5	5–10	0–5	5–10	0–5	5–10
Bodentiefe in cm	0–5	5–10	0–5	5–10	0–5	5–10	0–5	5–10
	µg/kg TS							
Tetrachlorbenzole*)	0,03	0,03	0,05	0,03	<0,02	0,02	<0,02	<0,02
Pentachlorbenzol	0,09	0,07	0,06	0,03	0,02	0,02	0,05	0,02
Hexachlorbenzol	0,22	0,33	0,20	0,06	0,07	0,08	0,13	0,07
Summe Chlorbenzole	0,34	0,43	0,31	0,12	0,09	0,12	0,18	0,09
*) Summe aus 1,2,3,4-, 1,2,3,5- und 1,2,4,5-Tetrachlorbenzol								

Stellt man diese Werte in Relation zum Referenzwert der Holländischen Liste (A-Wert: 10 µg/kg; RIPPEN, 1991), so sind die gefundenen Werte verschwindend gering und somit als vernachlässigbar zu bezeichnen. Vergleiche dazu Report UBA-94-099a (UMWELTBUNDES-AMT, 1994a).

Ein negativer Einfluß von Chlorbenzolen auf die Fauna im Untersuchungsgebiet kann mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden.

5.4.5 Octachlorstyrol (OCS)

Octachlorstyrol (OCS) entsteht als Neben- bzw. Abfallprodukt bei einigen chemischen Prozessen. Verwendungen sind ebensowenig bekannt wie natürliche Quellen. Trotzdem ist OCS in Umweltproben immer wieder nachzuweisen. Die Toxizität ist gering.

Es wurden nur geringe Konzentrationen von OCS im Boden festgestellt (vgl. Tab. 14). Ein Gradient in Abhängigkeit von der Entfernung zu den Montanwerken ist nicht erkennbar.

Tab. 14: Gehalte an Octachlorstyrol der Böden der Standorte A bis D in 0–5 und 5–10 cm Bodentiefe

Standort	A		B		C		D	
	0–5	5–10	0–5	5–10	0–5	5–10	0–5	5–10
Bodentiefe in cm	0–5	5–10	0–5	5–10	0–5	5–10	0–5	5–10
	µg/kg TS							
Octachlorstyrol	0,02	<0,02	0,02	n.n.	<0,02	n.n.	0,02	n.n.

6 BODENBIOLOGIE – REAKTION DER ORGANISMENGEMEINSCHAFTEN

Bodenökosysteme sind aus der Sicht der Bodenbiologie grundsätzlich als dynamische öko-physiologische Systeme aufzufassen. Die Bodenlebewesen, insbesondere die Mikroorganismen, wirken dabei entscheidend am Auf-, Um- und Abbau von Stoffen mit. Die Aktivität der Bodenmikroorganismen wird wiederum durch die Bodenfauna regulierend beeinflusst. Ohne die Aktivitäten der Bodenorganismen würde sich im Boden der Bestandsabfall stetig anreichern, um schließlich jedes Bodenleben zu ersticken. Trotz der Erkenntnis um die Bedeutung der Bodenlebewesen ist unser Wissen um die biologischen Vorgänge im Boden und das Zusammenwirken der einzelnen Faktoren noch sehr lückenhaft.

Die für das Projekt vorgeschlagenen Gruppen wurden so gewählt, daß alle trophischen Niveaus vertreten sind. Während bei den Destruenten (Bodenmikroorganismen) durch die Analyse ausgewählter Enzymaktivitäten und Prozesse im wesentlichen die Leistung der Mikroorganismen beurteilt wird, erfolgt bei den Produzenten (Pflanzen) und Konsumenten (Bodentiere) eine qualitative und quantitative Analyse von Arten- und Individuenreichtum.

6.1 MIKROBIOLOGIE

Für die Bewertung von Schwermetallbelastungen der Böden stehen neben chemischen auch biologische Untersuchungsmethoden zur Verfügung.

Im Modellversuch kann die Zugabe von Schwermetallen zu einer Veränderung zahlreicher bodenbiologischer Prozesse führen (WILKE, 1989). Dabei kommt es zur Hemmung oder Förderung der biologischen Aktivität, wobei dies u. a. von der zugesetzten Metallkonzentration, der Einwirkungsdauer, der Bodenart, dem Humusgehalt und dem pH-Wert des Bodens abhängig ist (KANDELER et al., 1990).

Im Rahmen dieser Studie standen vor allem folgende Fragen im Vordergrund:

- Welche bodenmikrobiologischen Parameter eignen sich für die Bioindikation von Schwermetallbelastungen?
- Überlagert organische Düngung ev. den hemmenden Einfluß der Schwermetalle in der obersten Bodenschicht von 0–5 cm?

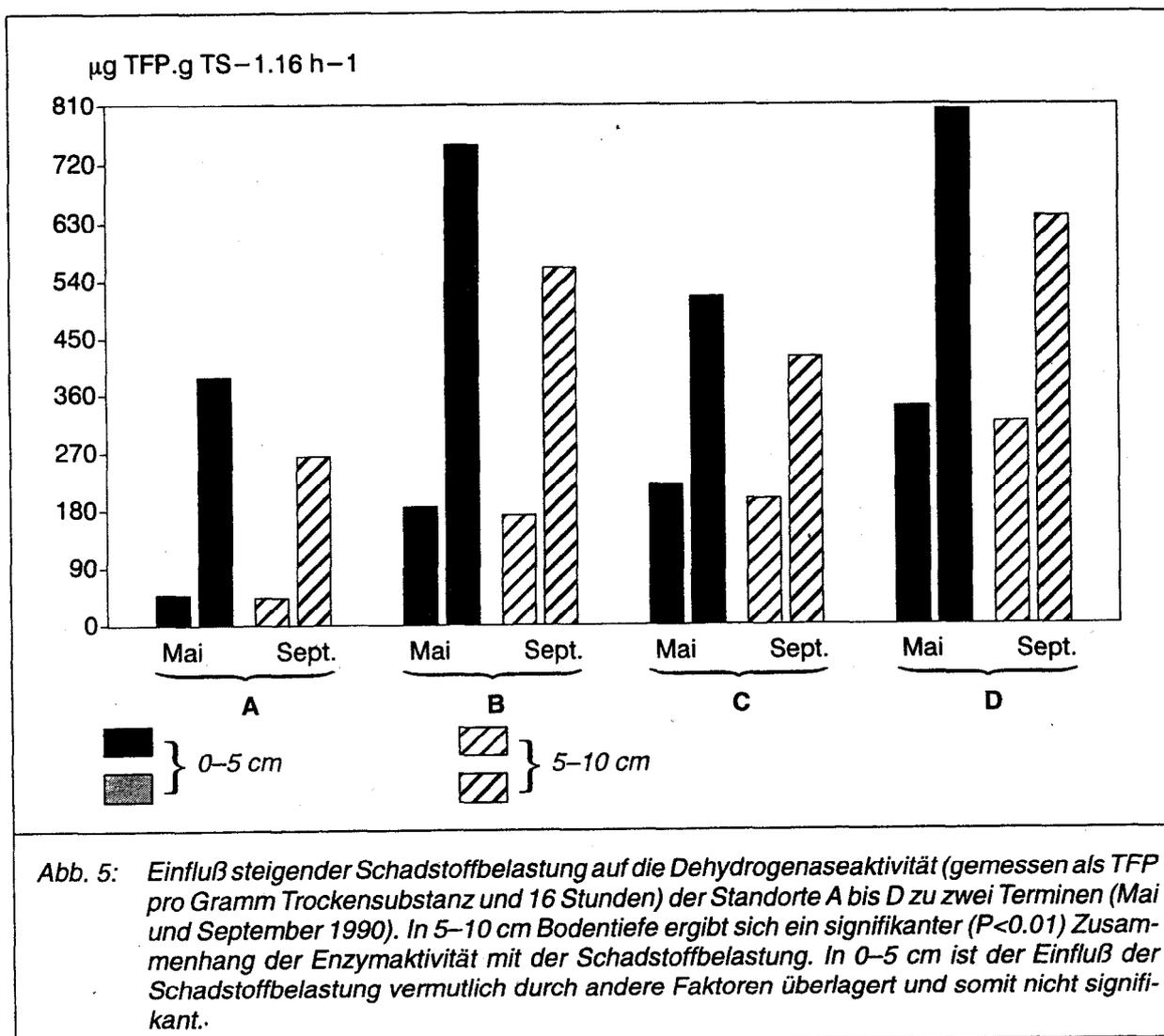
An den vier unterschiedlich belasteten Standorten wurden daher Bodenproben aus den Bodentiefen von 0–5 cm und 5–10 cm zu zwei Terminen entnommen. Zur Charakterisierung der Standorte (A bis D), vgl. Kapitel 1, 4 und 5. Bezüglich Details, sei auf den Report UBA–94–099b verwiesen.

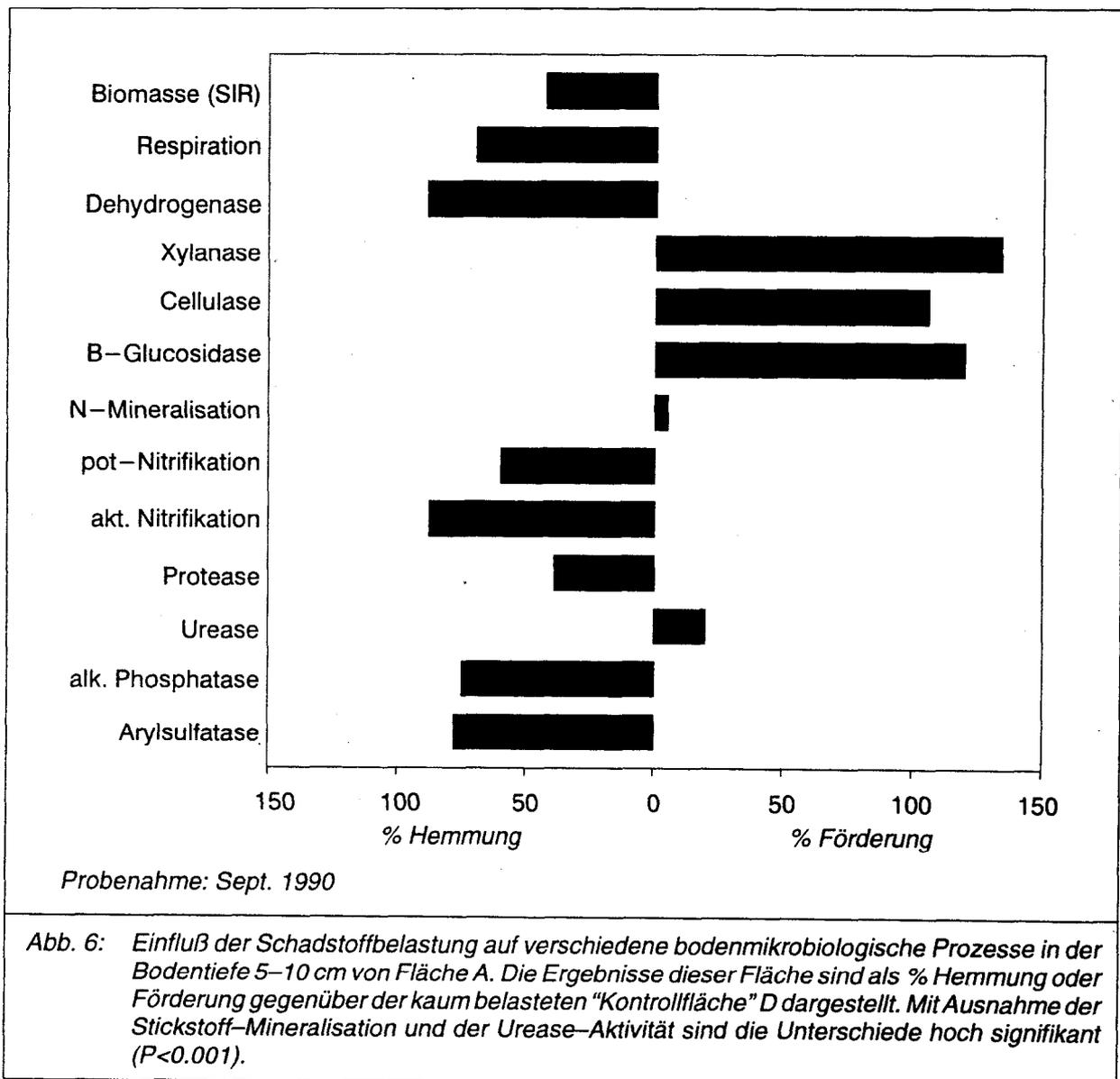
Die Dehydrogenaseaktivität steigt in der Bodentiefe von 5–10 cm mit zunehmender Entfernung zum Emittenten (vgl. Abb. 5) an. Der Unterschied zwischen den einzelnen Flächen ist jedoch in der Bodentiefe von 0–5 cm nur sehr undeutlich sichtbar. Bei hoher Metallbelastung (Fläche A) werden in der Bodenschicht 5–10 cm die allgemeinen Aktivitätskriterien und verschiedene Enzymaktivitäten signifikant gehemmt (vgl. Abb. 6). Xylanase, Cellulase und β -Glucosidase als spezifische Enzymreaktionen des Kohlenstoffkreislaufs werden jedoch gefördert. Die Förderung der Enzyme des Kohlenstoff-Kreislaufs spricht dafür, daß Mikroorganismen bei Schwermetallbelastung einen höheren Kohlenstoff-Umsatz für Schutz- und Reparaturmechanismen benötigen.

Die prozentuelle Hemmung der mikrobiellen Biomasse, der Respiration und verschiedener Enzymaktivitäten in der Bodentiefe von 5–10 cm ist bei unterschiedlichen Probenahmeterminen ähnlich, eine saisonale Abhängigkeit der Ergebnisse somit nicht erkennbar. Aus diesen Ergebnissen kann man schließen, daß eine zweimalige Untersuchung ausreichend ist, um Schadstoffeffekte auf bodenmikrobiologische Prozesse auch unter Freilandbedingungen nachweisen zu können.

In der obersten Bodenschicht (0–5 cm) wurde der hemmende Effekt der Schwermetalle durch den höheren Kohlenstoffgehalt der Fläche A vermindert (vgl. Kap. 5.1.1) oder sogar aufgehoben. Möglicherweise ist auch ein höherer Gehalt an verfügbarem Calcium dafür mitverantwortlich.

Die Ergebnisse haben gezeigt, daß bei Grünlandböden bodenmikrobiologische Prozesse im Bereich von 5–10 cm Bodentiefe für eine Bioindikation von Schwermetallbelastungen gut geeignet sind. In der Bodentiefe von 0–5 cm werden die meisten bodenmikrobiologischen Prozesse offenbar von der Zufuhr an organischem Substrat stärker als vom Schadstoffgehalt des Bodens beeinflusst.





6.2 BODENZOOLOGIE

Bei den für das Untersuchungsprogramm ausgewählten Organismengruppen wurde die Arten- und Individuenvielfalt erhoben. Es galt zu prüfen, inwieweit sich aus Verschiebungen im Arteninventar und den Häufigkeiten (Abundanzen) Einflüsse eines Schadstoffgradienten erkennen lassen. Ausführliche Darstellungen der Ergebnisse liegen in Form der Reports UBA-94-099b und UBA-94-099c vor.

Die unterschiedlichsten Umweltfaktoren, wie Temperatur, Porengröße, pH-Wert, Bodenwasser, Humusform und -menge, Lagerungsdichte, Menge der organischen Substanz u. a. m. beeinflussen das Bodenleben. Aber auch biotische Faktoren (Freßfeinde, Nahrungsangebot, Wohnraum) können limitierende Faktoren für die Belebtheit des Bodens darstellen (KÜHNELT, 1950). Das Kausalnetz der die Besatzdichte regulierenden Standortbedingungen ist außerordentlich komplex; es können daher bei Freiland-Untersuchungen kaum einzeln herausgegriffene Faktoren zur Interpretation bodenzoologischer Gegebenheiten herangezogen werden.

Die Auswirkungen der Schadstoffe im Boden auf die Fauna können sich in vielfältiger Weise manifestieren. In Summe ist daher kaum mit einfachen Beziehungen zwischen der Schadstoffbelastung des Bodens und den dort vertretenen Organismenspektren zu rechnen. Die Analyse des Schadstoffeinflusses auf Bodenorganismen-Gemeinschaften wird auch durch die Tatsache erschwert, daß in der Realität kaum idente Standorte – also Standorte, die sich ausschließlich im Schadstoffgehalt unterscheiden – existieren.

6.2.1 Bodenmikrofauna

Einzeller (Wimpertierchen, Amöben, Geißeltierchen) bilden ein wichtiges Glied in der Nahrungskette zwischen Mikroflora und Mesofauna und sind wesentlich am Nährstoffrecycling beteiligt. Sie spielen durch Abweiden von Bakterien auch eine wichtige Rolle für die Regulation der Bakteriendichte im Boden.

Einzeller reagieren auf Änderungen der speziellen biotischen und abiotischen Faktoren ihres Lebensraumes mit Veränderungen im Artengefüge und ihren Häufigkeiten. Wegen ihrer kurzen Generationszeiten und der bereits gut eingeführten Untersuchungsmethoden bieten sich daher die Einzeller als Bioindikatoren an (FOISSNER, 1985, 1987; AESCHT und FOISSNER, 1992).

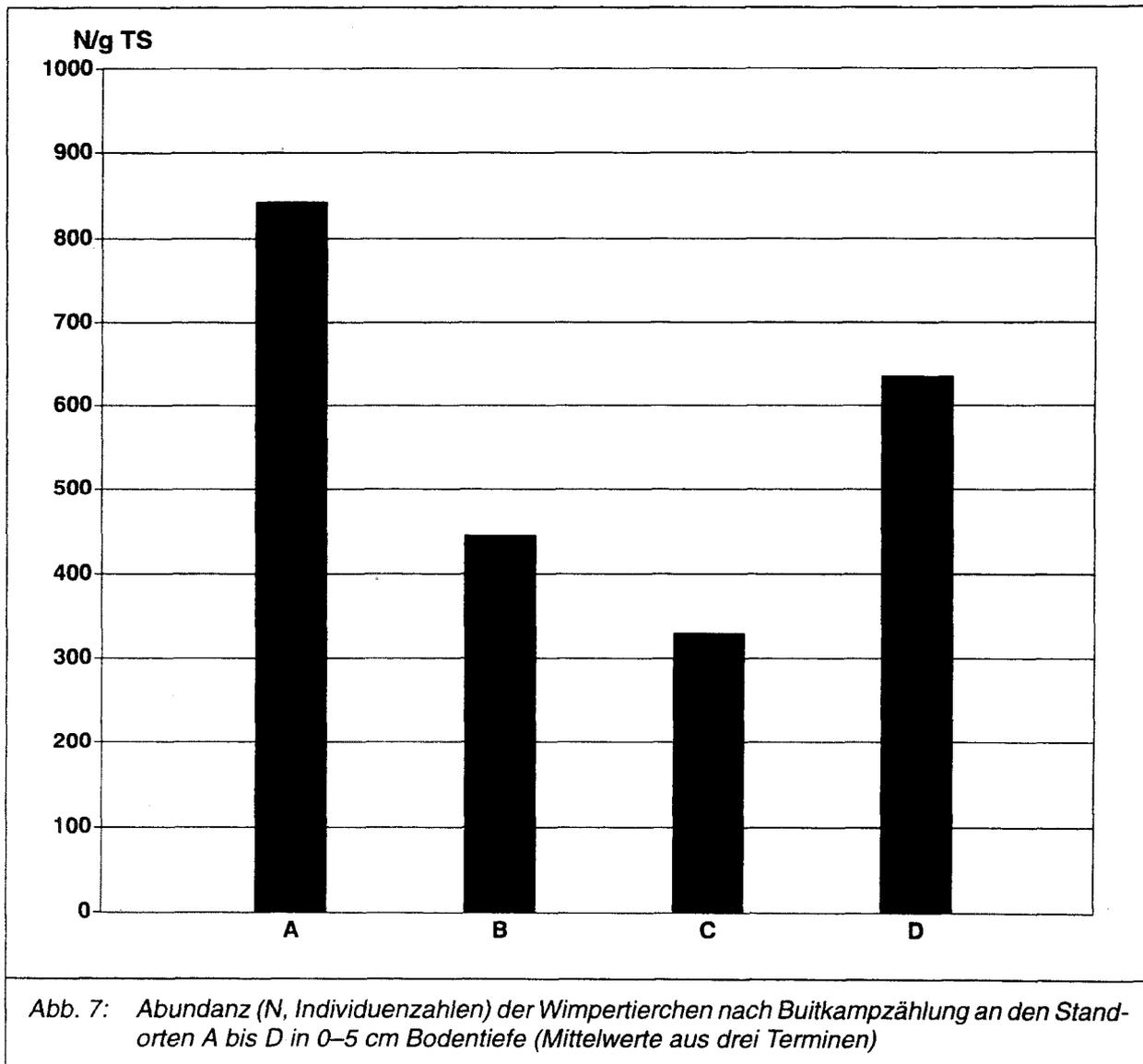
Aus dem Bereich der Bodenmikrofauna wurden die Wimpertierchen und die Schalenamöben als Indikatorgruppen herangezogen. Es erfolgte eine Auswertung der Artenspektren, Individuenhäufigkeiten und Biomassen, wobei für die Wimpertierchen nur die oberste Bodenschicht (0–5 cm) aufgrund der Besiedlungsdichte herangezogen wurde. Bei den Schalenamöben wurden die Bodentiefen 0–5 und 5–10 cm berücksichtigt.

6.2.1.1 Wimpertierchen (*Ciliophora*, *Protozoa*)

In der obersten Bodenschicht finden sich erfahrungsgemäß die weitaus meisten Wimpertierchen. Im Untersuchungsgebiet liegen die Abundanzen (Individuenzahlen) der aktiven Wimpertierchen im für Grünlandböden üblichen Bereich (vgl. FOISSNER, 1987; FOISSNER et al., 1987).

In den vier untersuchten Flächen konnten 58–72 (insgesamt 109) Arten nachgewiesen werden. Die Gesamtartenzahl zeigte sich nur in der Fläche C vermindert. Jede Untersuchungsfläche wies einige für den jeweiligen Standort charakteristische Arten auf.

Eine auffällige Hemmung der Fauna der Wimpertierchen konnte in der am stärksten belasteten Fläche A nicht beobachtet werden (vgl. Abb. 7). Die Schadstoffeffekte sind wahrscheinlich durch andere Faktoren überlagert, die positive Auswirkungen auf die Wimpertierchen haben. Dies sind der hohe Gehalt an organischer Substanz, der hohe Tonanteil und das erhöhte verfügbare Calcium (vgl. Kapitel 5). Der trockenere und sandhaltigere Standort C weist im Unterschied zu den anderen Flächen eine deutlich arten- und individuenärmere Wimpertierchen-Gemeinschaft auf. Ein Vergleich der vom Boden her sehr ähnlichen Standorte B und D ergibt eine um etwa 30 % verminderte Abundanz und eine etwa 20 % verminderte Biomasse in der Fläche B im Vergleich mit der gering belasteten "Kontrollfläche" D. Dies könnte auf eine gehemmte Wimpertierchengemeinschaft in der noch stark belasteten Fläche B hindeuten.



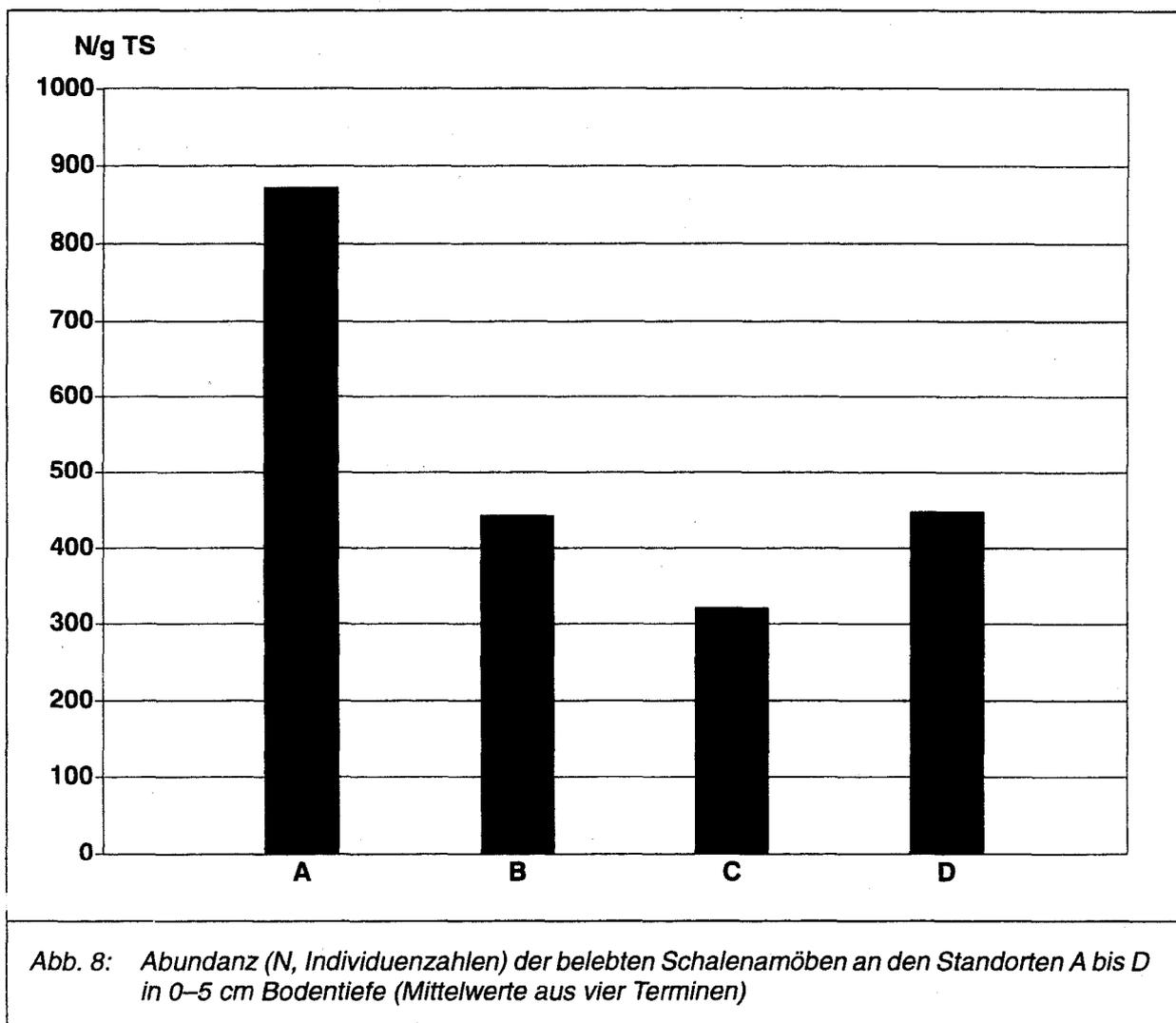
SZTRATOWICZ (1980) beschrieb in industriell stark (u. a. mit Schwermetallen) belasteten polnischen Böden eine deutlich erhöhte Anzahl von Dauerstadien (Cysten). In Brixlegg erreichen die Cysten im Standort A die 3–14fache Menge im Vergleich zum Standort D. Die hohe Cystenanzahl könnte aber auch eine Folge des erhöhten organischen Gehalts und der damit gesteigerten Aktivität sein. Um dies zu klären, müßten weitere Experimente durchgeführt werden.

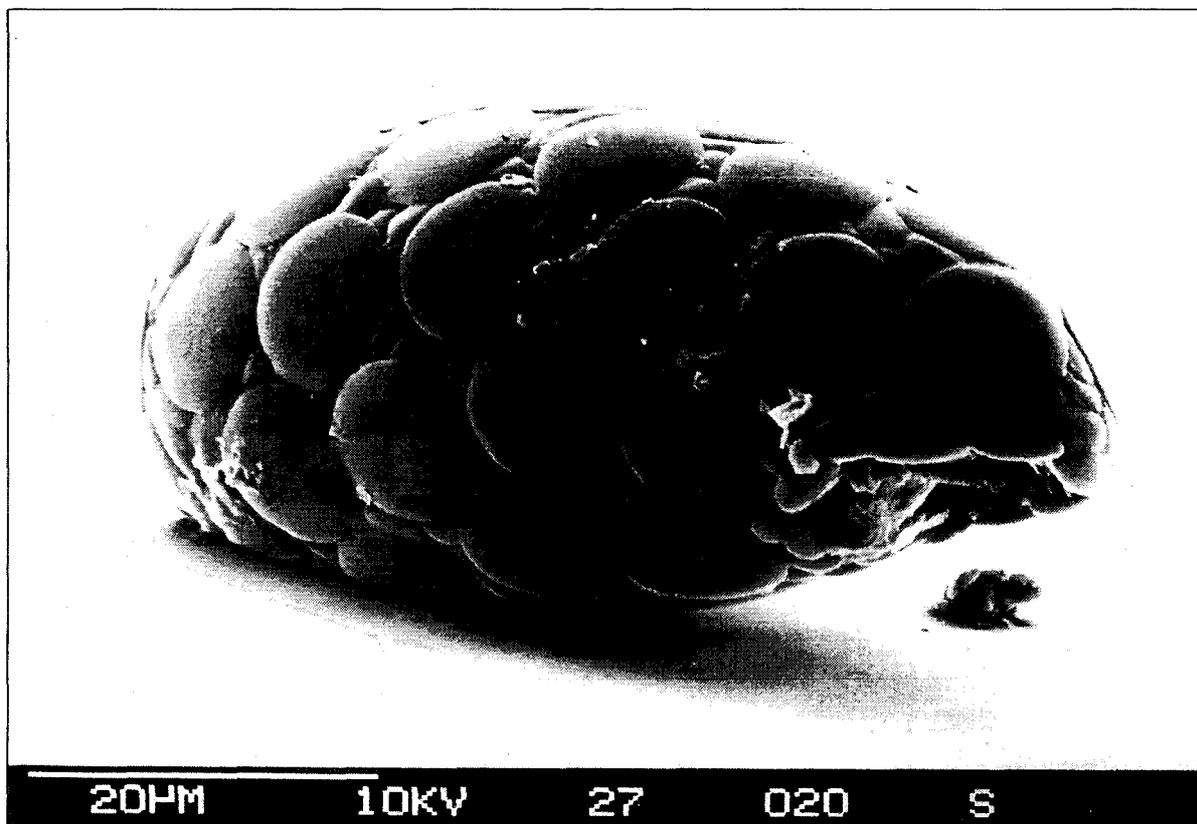
Der "Gewichtete Biozönose-Index" (GBI) oder "weighted coenotic index" (WCI) wurde erst kürzlich publiziert (AESCHT & FOISSNER, 1991; WODARZ et al., 1992). Er faßt wesentliche Merkmale einer Biozönose zusammen, ähnlich dem Saprobienindex der Fließgewässer. Der Biozönose-Index der Referenzfläche D ist etwa gleich hoch wie in Standort A. Ein deutlicher Effekt der massiven Immissionen läßt sich auch mit diesem Index nicht erkennen, da der Einfluß wiederum durch die ausgiebige Düngung überlagert sein dürfte.

6.2.1.2 Schalenamöben (*Testacea, Protozoa*)

Die Schalenamöben weisen in der obersten Bodenschicht (0–5 cm) der am stärksten belasteten Fläche A im Jahresdurchschnitt signifikant höhere Abundanzen als an den drei übrigen Standorten auf, gefolgt von der unbelasteten Fläche D (vgl. Abb. 8). Am schwächsten besiedelt zeigt sich, wie bei den Wimpertierchen, die Fläche C. Die durchschnittlichen Abundanzen der Böden B, C und D unterscheiden sich nur wenig. In 5–10 cm Bodentiefe findet man dagegen in Fläche A die niedrigsten Abundanzen, in B die höchsten; die Unterschiede sind jedoch auch hier nicht ausgeprägt.

Hinsichtlich der Biomasse übertrifft wiederum die Fläche A (oberste Bodenschicht) die übrigen Flächen. Da in B vergleichsweise viele voluminöse Arten festgestellt wurden, ist hier die Biomasse höher als die Abundanz erwarten läßt. Anders als bei den Wimpertierchen und Käfern, finden sich die größeren Arten also nicht am Standort C. Für diese Fläche wurde der geringste Biomasse-Wert errechnet. Wie die Abundanz nimmt auch die Biomasse in 5–10 cm Bodentiefe am Standort A rapide ab.





Schalenamöbe (*Testacea trinema* sp.)

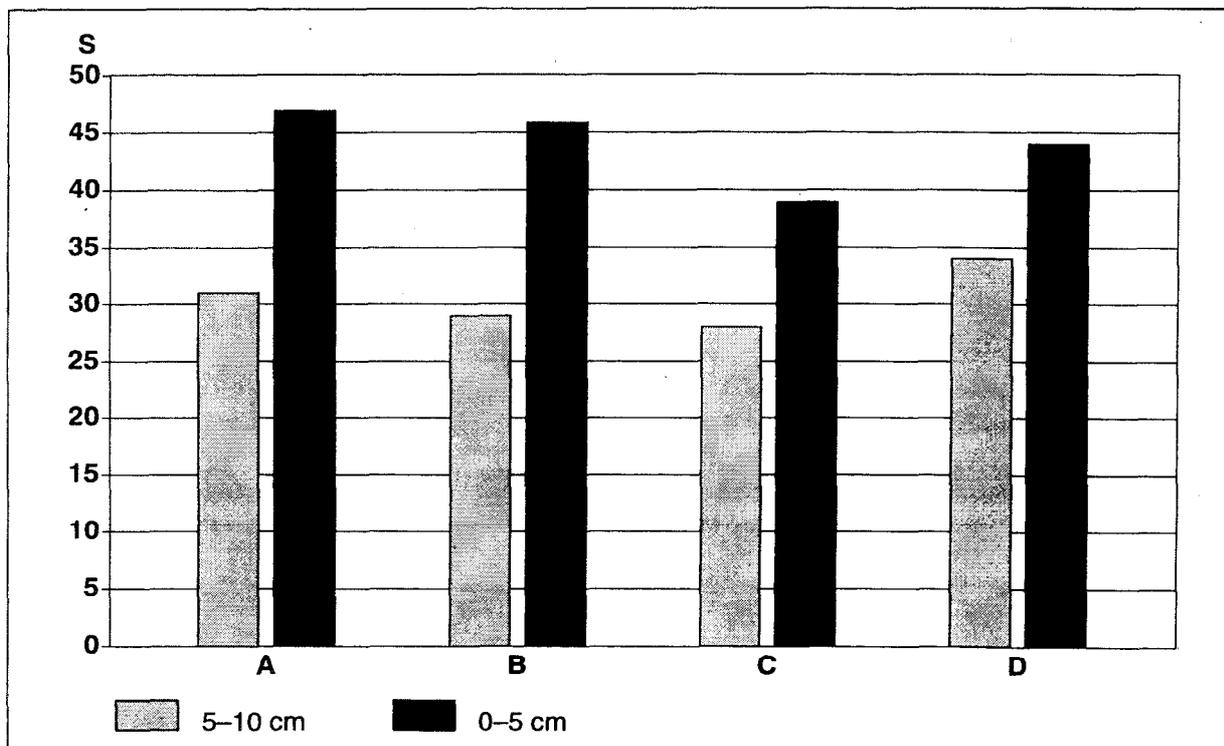


Abb. 9: Gesamtartenzahlen (S) der belebten und unbelebten Schalenamöben an den Standorten A bis D in 0-5 und 5-10 cm Bodentiefe

Ähnlich verhält es sich mit den Artenzahlen (vgl. Abb. 9): In Fläche A (0–5 cm) wurden die höchsten, in C die niedrigsten Artenzahlen erhoben, wobei die Unterschiede hinsichtlich der Gesamtartenzahlen für alle vier Standorte gering sind. Generell können alle Flächen als artenreich angesprochen werden.

Hinsichtlich der Diversität sind im Oberboden keine signifikanten Unterschiede zwischen den vier Flächen nachweisbar, allerdings ist die Verteilung der Individuen auf die nachgewiesenen Arten in Fläche A am wenigsten ausgewogen. In 5–10 cm Bodentiefe weist die Fläche A durchschnittlich den niedrigsten Diversitätswert auf.

Der Schalenstatus (Verhältnis belebter:unbelebter Schalen) ist in beiden untersuchten Bodentiefen der Fläche A am höchsten; nur der Status in der unbelasteten Fläche D liegt in dem für Mullböden charakteristischen Bereich von etwa 1:2. Dies deutet auf ein herabgesetztes Dekompostierungsvermögen und/oder eine erhöhte Mortalität in allen Böden außer am "Kontrollstandort" D hin. Dies kann als ein Hinweis auf eine Beeinträchtigung der Schalenamöben-Gemeinschaften in den schadstoffbelasteten Standorten betrachtet werden.

Der auffällig gute Schalenamöbenbesatz im Oberboden der am schwersten kontaminierten Fläche A deutet darauf hin, daß etwaige negative Auswirkungen der Schadstoffbelastung durch verschiedene, für diese Mikrofauna-Gemeinschaft positive Faktoren überlagert werden. Neben dem hohen Wasser- und Tongehalt kommen dafür am ehesten die starke organische Düngung und Kalkung dieses Bodens in Frage. Der "Düngereffekt" scheint sich aber nur in der obersten Bodenschicht auszuwirken, wie die starke Verarmung der Schalenamöben-Fauna dieses Bodens in 5–10 cm Tiefe andeutet. In dieser Bodentiefe liegen für den Standort A jeweils die "schlechtesten" Werte vor. Da die Unterschiede zu den anderen Standorten aber meist nur wenig ausgeprägt sind, muß die Annahme einer Schadstoffwirkung als Ursache für diese geringe Besiedlungsdichte spekulativ bleiben. Auch die Unterschiede zwischen dem hoch belasteten Standort B und der unbelasteten Fläche D sind für fast alle ermittelten Parameter minimal. Dieser Befund legt die Vermutung nahe, daß die Schalenamöben in Standorten mit optimaler Wasserversorgung, hohem Calcium- und Tongehalt sowie einem hohen Anteil an organischer Substanz die nachgewiesenen Schadstoffkonzentrationen durchaus tolerieren können.

6.2.1.3 Rädertierchen und Fadenwürmer (*Rotatoria und Nematoda*)

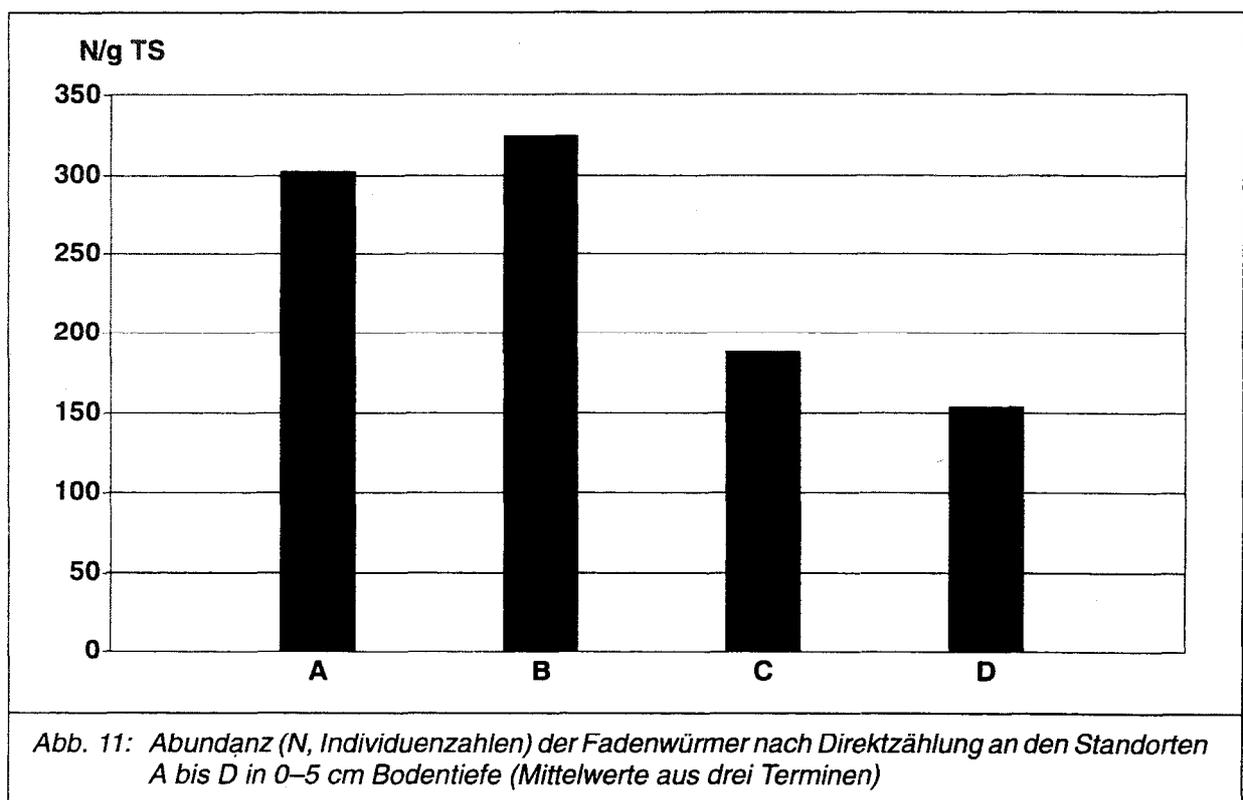
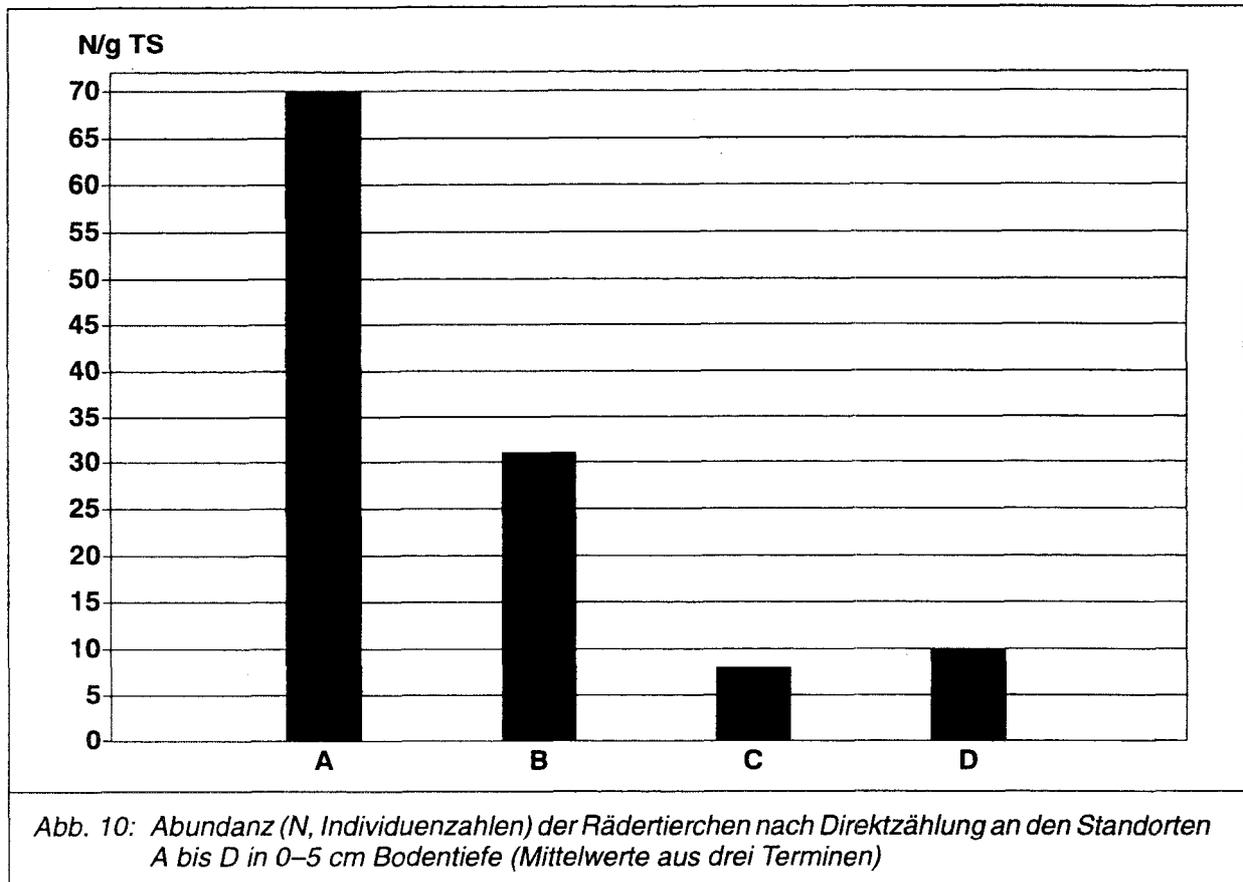
Die Rädertierchen und Fadenwürmer wurden für die oberste Bodenschicht summarisch miteinbezogen, ohne daß die einzelnen Arten bestimmt wurden.

Wie die Wimpertierchen und Schalenamöben, zeigen auch die Rädertierchen im Standort C die geringste Abundanz. Nur wenig höher ist die Anzahl der Rädertierchen im Standort D. Das Häufigkeitsmaximum tritt auch hier in der Fläche A auf (vgl. Abb. 10).

Die Häufigkeitsverteilung der Rädertierchen auf den vier Standorten verläuft ähnlich der Verteilung der organischen Substanz (vgl. Kap. 5.1.1). Vielleicht ist im Gehalt an organischer Substanz ein entscheidender Faktor für die Populationsdichte dieser Tiergruppe im Boden zu sehen. Bei ausreichend hohem Humusgehalt wird offenbar ein massiver Schadstoffeinfluß hintangehalten (vgl. dazu Ausführungen in Kap. 6.2.5).

Anders verhält es sich bei den Fadenwürmern. Am dichtesten besiedelt sind die Flächen A und B. Die Mittelwerte für die anderen beiden Flächen liegen nur rund halb so hoch (vgl. Abb. 11).

Die Individuenzahlen der Rädertierchen und Fadenwürmer liegen im Bereich der mittels Direktzählung für Grünlandböden erhobenen Werte.



6.2.2 Bodenmesofauna

Der Mesofauna (insbesondere den Springschwänzen und Milben) des Bodens wird von vielen Autoren eine entscheidende Rolle bei Aufbereitung des Bestandsabfalles (Humusbildung) beigemessen (SCHALLER, 1950; MOORE und WALTER, 1988). Es herrscht Übereinstimmung darüber, daß die Zerkleinerung des Bestandsabfalles (Nekrobiomasse) eine große Bedeutung für den Fortgang der Mineralisation, wie auch für die Ausbildung der Bodenstruktur (u. a. für die Wasser- und Luftführung im Boden) hat.

Springschwänze und Milben sind die dominanten Vertreter der Boden-Mesofauna in nahezu allen Bodentypen. Es liegen auch Hinweise vor, daß sich diese beiden Gruppen als Indikatoren für verschiedene anthropogen bedingte Veränderungen des Bodens bis hin zur Belastung mit Schadstoffen eignen (DUNGER, 1983; WEIGMANN, 1991).

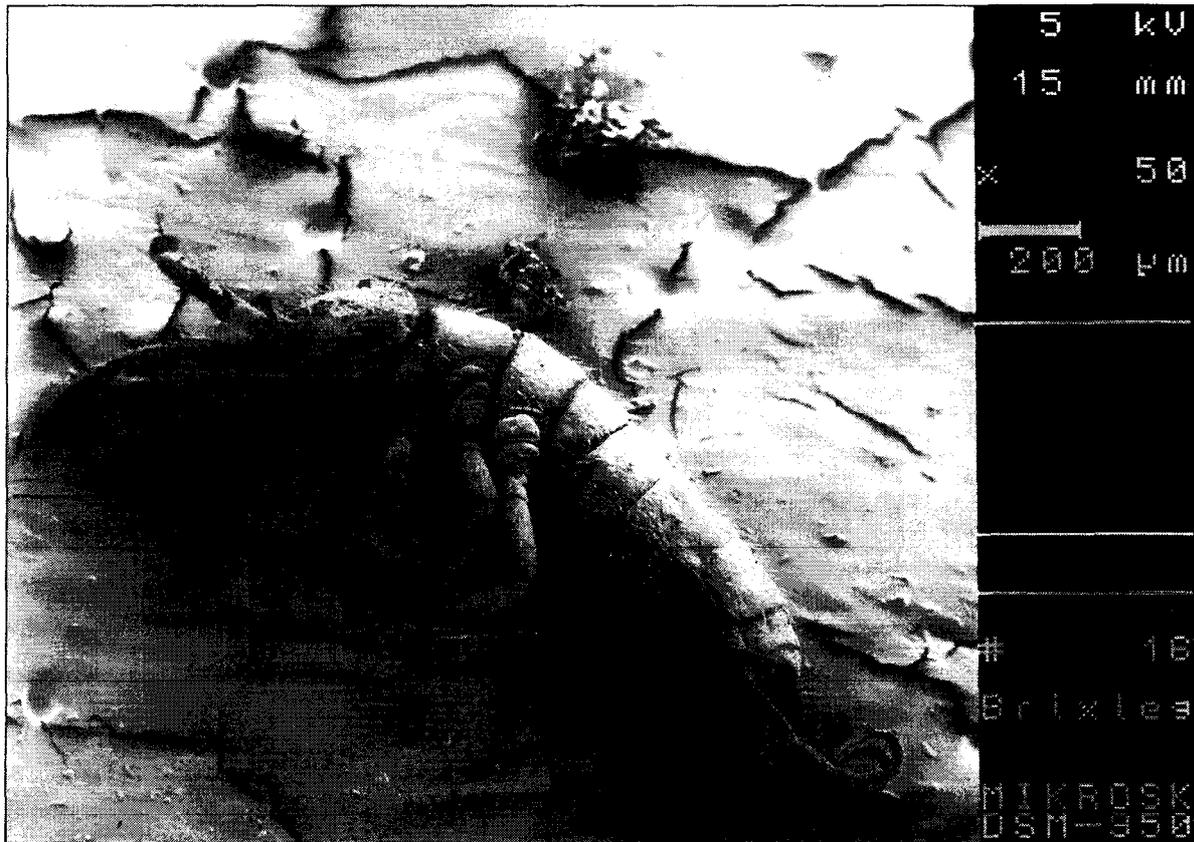
6.2.2.1 Springschwänze (*Collembola*)

Die Anzahl der gefangenen Tiere entspricht in den bearbeiteten Proben weitgehend jenen Werten, wie sie für Grünlandböden in der Literatur angegeben sind (FRANZ, 1950; DUNGER, 1964). Im Untersuchungsgebiet wurden Werte zwischen 3.400 und 22.700 Individuen/m² ermittelt. Innerhalb der einzelnen Proben war die Variationsbreite sehr hoch, ebenso jene zwischen den Probenahmeterminen. Entsprechend den Erwartungen für nicht ackerbaulich genutztes Grünland, war die Besiedlungsdichte in der Bodentiefe 5–10 cm verschwindend gering. Entgegen den Erwartungen wurden außer auf Standort B im Sommer die höchsten Abundanzen ermittelt (vgl. Abb. 12). Dies mag auf die offensichtlich auch während der Sommermonate ausreichende Bodenfeuchte zurückzuführen sein.

Die höchsten Individuendichten wurden auf Fläche B, gefolgt von den Flächen A, C und D festgestellt. Ähnlich verteilen sich auch die Artenzahlen. Die höchsten Werte wurden hier auf den Flächen A und B, die niedrigsten auf C und D ermittelt. Weder Individuen- noch Artenzahlen lassen damit eine Beziehung zur Schadstoffbelastung erkennen. Wie bereits bei der Bodenmikrofauna vermutet (vgl. Kapitel 6.2.1), scheint auch für diese Organismengruppe die Schadstoffbelastung durch andere Faktoren, wie Humusgehalt, Korngrößenverteilung und lösliches Calcium kompensiert zu sein.

Auf Basis des vorliegenden Datenmaterials muß angenommen werden, daß sich die Schadstoffbelastung der Böden nicht entscheidend auf die Springschwänze auswirkt. Dies mag darauf zurückzuführen sein, daß sie über einen Entgiftungsmechanismus für Schwermetalle verfügen, indem sie diese in schwerlöslicher Form einlagern und bei jeder Häutung abstoßen. Darüberhinaus konnte JANSSEN (1991) zeigen, daß nur ein geringer Prozentsatz des über die Nahrung angebotenen Cadmiums aufgenommen wird. Da Cadmium generell zu den leichter verfügbaren Schwermetallen zählt, muß angenommen werden, daß die Assimilationseffizienz bei den anderen Schwermetallen noch geringer ist.

Auf dem Gruppenniveau (Lebensformgruppen entsprechend ihrer Vertikalverteilung im Boden) betrachtet, unterscheiden sich die einzelnen Standorte z. T. sehr deutlich. Ein Zusammenhang mit dem Schadstoffgradienten ist jedoch nicht festzustellen.



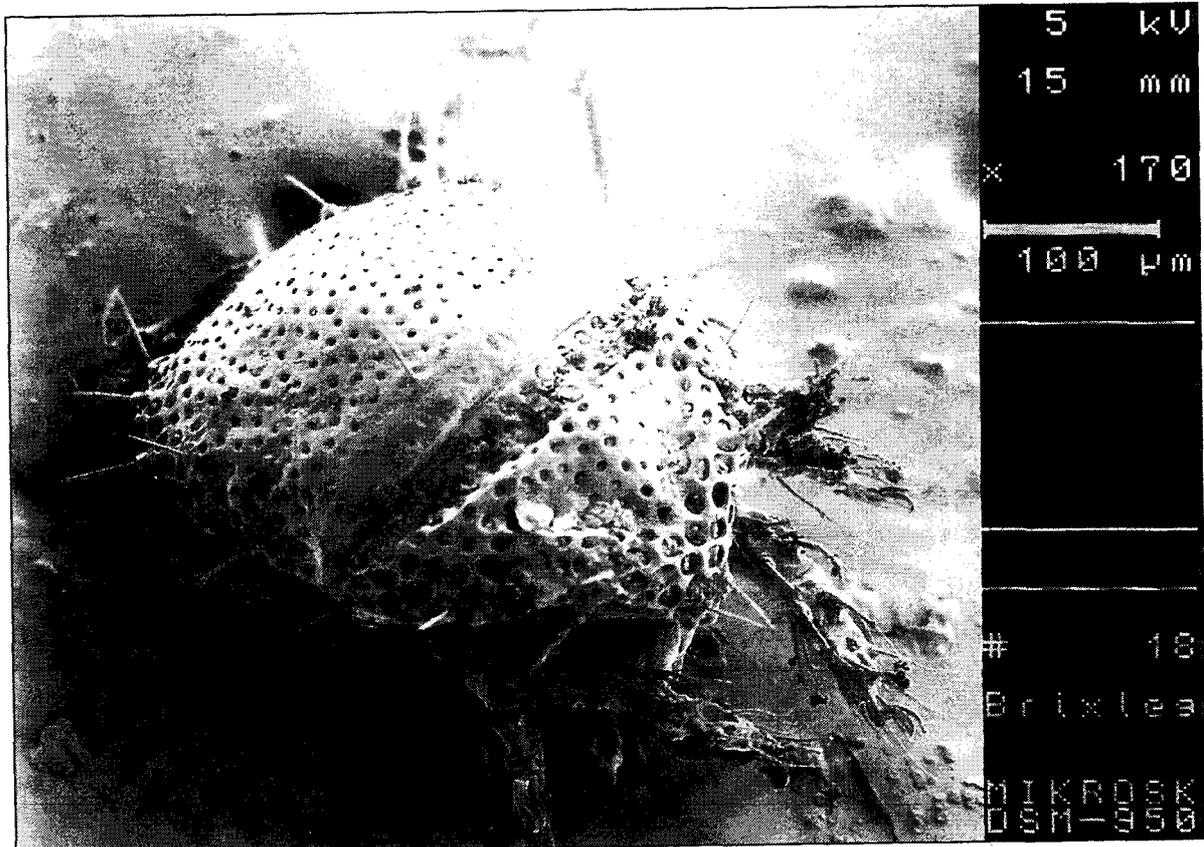
Springschwanz



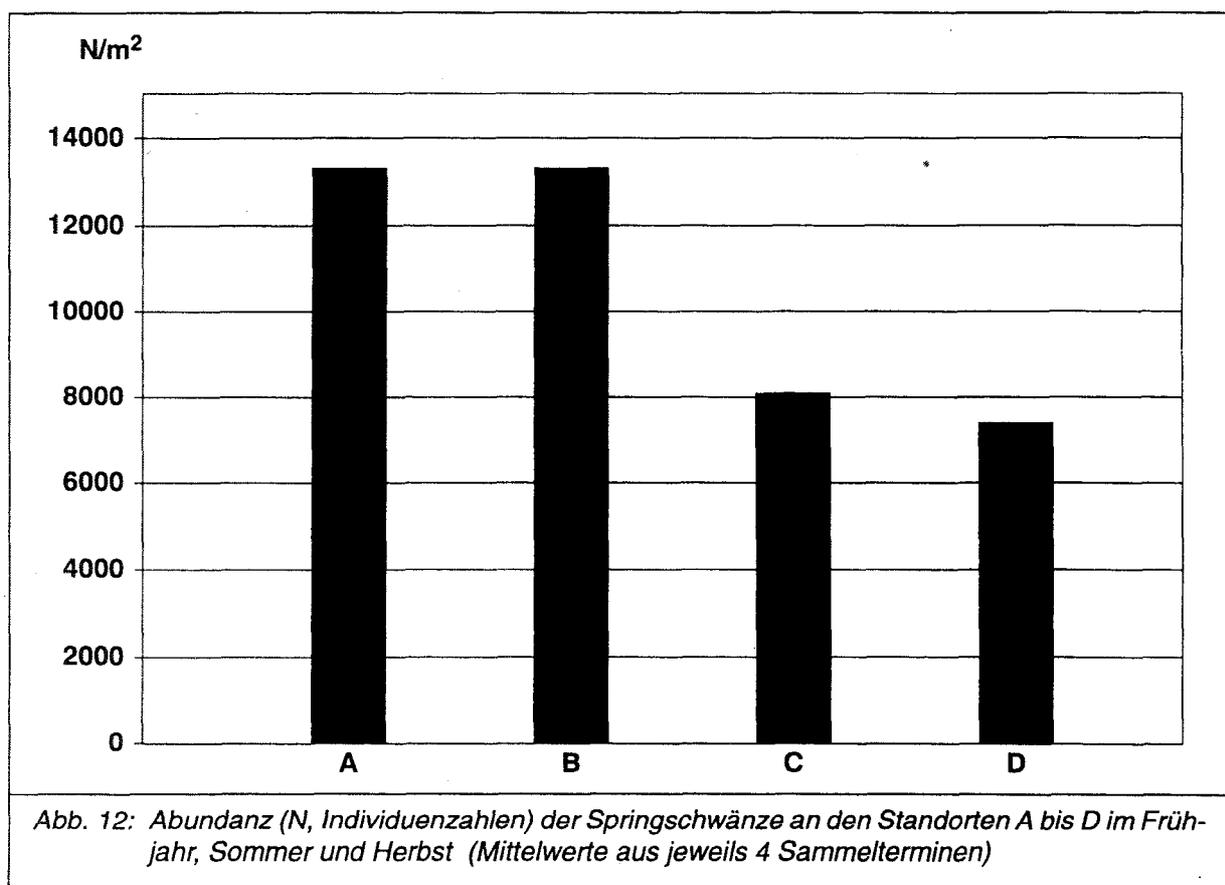
Milbe



Milbe



Milbe

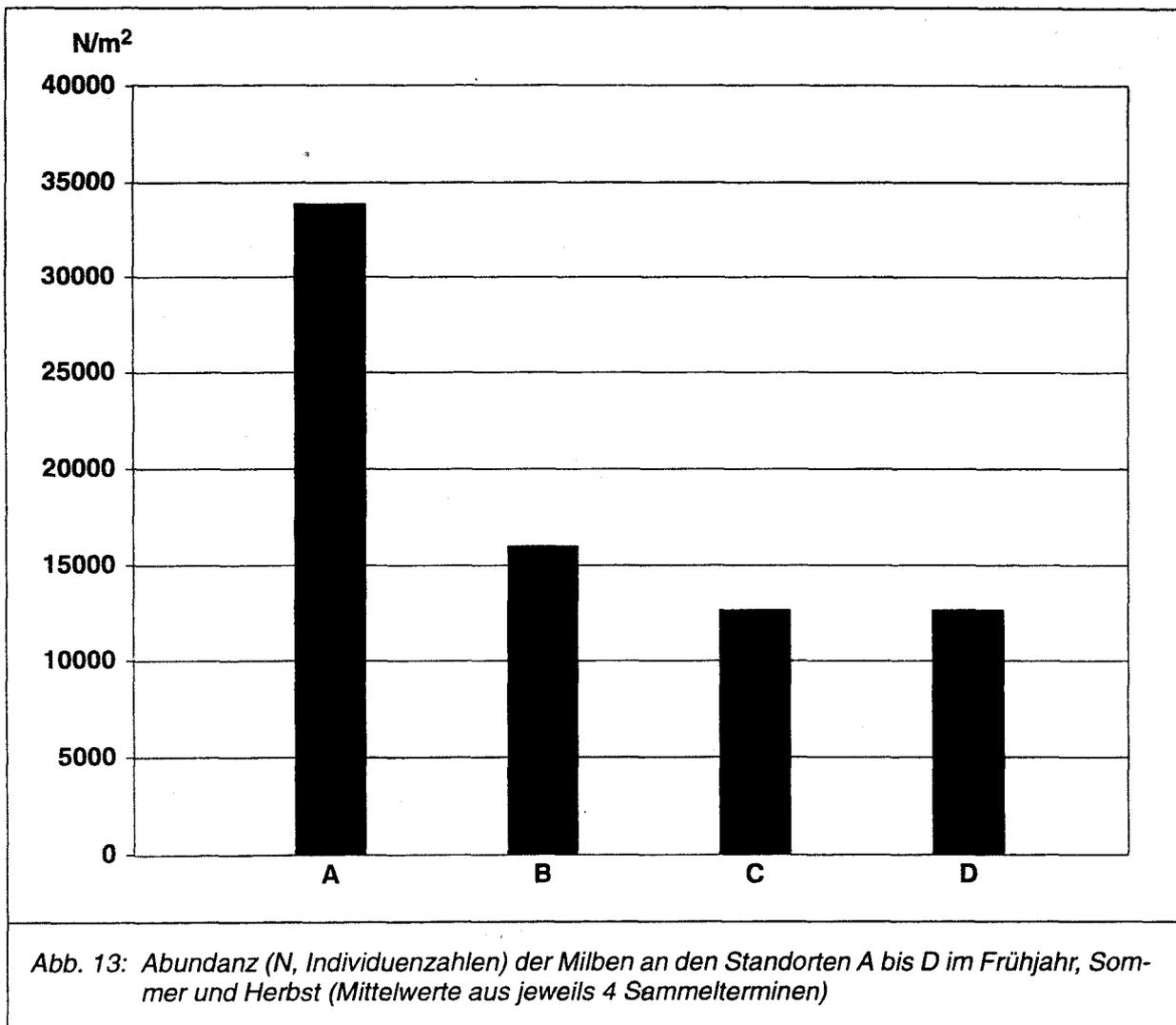


6.2.2.2 Milben (*Acari*)

Bodenlebende Milben, darunter besonders die Käfermilben (*Oribatida*), sind in nahezu allen Bodentypen als dominante Vertreter der Bodenmesofauna zu finden. Die Kenntnis über Auswirkungen von Schadstoffbelastungen auf Milben ist allerdings – wie bei den übrigen Vertretern der Mesofauna – insgesamt noch als ungenügend zu bezeichnen (vgl. HOPKIN, 1989).

Im Untersuchungsgebiet wurden, für die beiden Bodentiefen 0–5 und 5–10 cm zusammengefaßt, im Durchschnitt zwischen rund 14.000 (Standort D) und 28.300 Individuen/m² (Standort A) festgestellt. Die höchste Besiedlungsdichte wurde somit auf der Fläche mit der höchsten Schadstoffbelastung (A) ermittelt, wogegen sich die übrigen drei Standorte in ihrer Besiedlungsdichte nicht unterscheiden (vgl. Abb. 13). Die Variationsbreite innerhalb der einzelnen Proben ist, wie bei den Springschwänzen, sehr hoch. Die vertikale Verteilung der Bodenmilben zeigt in allen Standorten eine starke Präferenz für die oberste Bodenschicht. Es wurden dort etwa 90 % aller Individuen angetroffen. Alle Standorte sind durch wenige dominante Arten geprägt: 5–7 % der Arten stellen dabei 70–75 % der gesamten Milbenfauna.

Hinsichtlich der Artenzahlen bestehen keine nennenswerten Unterschiede zwischen den vier Flächen; die Werte liegen zwischen 23 und 28 Arten je Standort.



Weder Individuenzahlen noch Artenzahlen lassen eine Beziehung zur Schadstoffbelastung erkennen. Es scheint also auch bei den Milben die Schadstoffbelastung durch andere Faktoren kompensiert zu sein, etwa durch das höhere Angebot an unzersetzter Streu, wodurch vermehrt Lebensraum und Nahrung angeboten wird. Es ist hier auch der Humusgehalt am höchsten (vgl. Kapitel 5.1.1).

Die Arten- und Individuenzahl der Käfermilben ist in den untersuchten Standorten im Vergleich zu anderen Untersuchungen dieser Milbengruppe in der Umgebung des Untersuchungsgebietes sehr niedrig (vgl. Zusammenstellungen in SCHATZ, 1990 a,b), ist aber kennzeichnend für Wiesen und Grünlandböden. Die Oribatidenfauna der Standorte besteht aus wenig anspruchsvollen Arten. Sie hat sich an die Vielfalt der menschlichen Eingriffe (Rodung, landwirtschaftliche Nutzung, Düngung etc.) angepaßt.

Zwischen den einzelnen Standorten herrscht in bezug auf die Milben-Gemeinschaften eine gute Übereinstimmung, die Artenspektren und Dominanzstrukturen sind also sehr ähnlich. Die geringfügigen Unterschiede zwischen den Standorten lassen sich durch die unterschiedliche Habitatstrukturierung und die unterschiedliche Nähe zu benachbarten Lebensräumen erklären. Ein Schadstoffeinfluß ist also nicht evident.

6.2.3 Bodenmakrofauna

6.2.3.1 Regenwürmer (*Lumbricidae*)

Regenwürmer gelten allgemein als gute Indikatoren für die Belastung von Böden mit persistenten Schadstoffen. Darüberhinaus stellen sie ein wichtiges Glied im Nahrungsnetz dar, indem sie für viele Vögel und kleine Säugetiere eine wesentliche Nahrungsgrundlage sind. Der Beitrag der Regenwürmer bei der Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen im Boden, wie auch in Nahrungsnetzen, ist als ökologisch und ökotoxikologisch besonders relevant einzustufen. Entsprechend ihrer ökologischen Bedeutung, aber auch wegen ihrer Tendenz Schadstoffe zu akkumulieren, wurden sie als biologisches Element in die Umweltprobendatenbank der Bundesrepublik Deutschland aufgenommen (ROSSBACH und STOEPLER, 1988).

Detaillierte Angaben zur Bodenmakrofauna (Regenwürmer) sind dem Report UBA-94-099c zu entnehmen.

Die Lumbriciden-Fauna im Untersuchungsgebiet

Mit insgesamt nur fünf Regenwurmartentypen ist das Untersuchungsgebiet als mäßig artenreich einzustufen, wobei das Artenspektrum typisch für das Kulturland in diesem Gebiet ist. Die Untersuchungsflächen werden von *Lumbricus rubellus* dominiert, einer in Österreich generell häufigen und wenig anspruchsvollen Regenwurmart (vgl. Tab. 15). Mit zunehmender Entfernung nimmt die Dominanz der häufigsten Art ab, d.h. andere Arten treten vermehrt auf, sodaß sich eine gleichmäßigere Artenverteilung ergibt.

Tab. 15: Arten- und Individuenzahlen der Regenwürmer der Standorte A bis D (Individuenzahlen, darunter jeweils in Klammer die Dominanzwerte in Prozent; Summe aller vier Fangtermine)

Ökotyp	Art	A	B	C	D
epigäisch	<i>Lumbricus rubellus</i>	576	706	489	526
		(96,6 %)	(93,3 %)	(91,4 %)	(86,9 %)
	<i>Dendrobaena rubida</i>	20	50	–	–
		(3,4 %)	(6,6 %)		
	<i>D. octaedra</i>	–	1	–	–
			(0,1 %)		
endogäisch	<i>Octolasion lacteum</i>	–	–	46	70
				(8,6 %)	(11,6 %)
	<i>Allolobophora rosea</i>	–	–	–	9
					(1,5 %)

Die Böden sind mit durchschnittlich 156 Regenwürmern pro Quadratmeter (Durchschnittswert über alle Standorte und Entnahmetermine) als gut belebt zu bezeichnen. Am dichtesten besiedelt ist die Fläche B, gefolgt von den Flächen D, A und C. Die einzelnen Flächen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Individuenzahlen jedoch aufgrund der großen Streuung nicht signifikant.

Bezüglich der Biomassen weist die am höchsten belastete Fläche A den niedrigsten Wert auf, es folgen die Flächen C, D und B. Die relativ geringe Biomasse an Regenwürmern am Standort C ist sicherlich auf die für Regenwürmer wegen des geringeren Anteils an organischer Substanz, des höheren Sandanteils und der geringeren Bodenfeuchte ungünstigeren Bodenbedingungen zurückzuführen (vgl. Kapitel 5.1).

Hinsichtlich der Verteilung auf die Ökotypen (Laubstreubewohner und Mineralbodenbewohner) fällt auf, daß in den höher belasteten Flächen A und B nur Laubstreubewohner nachgewiesen wurden, Mineralbodenbewohner dagegen erst auf den geringbelasteten Böden C und D auftraten. Das deutet darauf hin, daß die hohen Schwermetallgehalte der Standorte A und B für jene Arten, die einen weniger effektiven Entgiftungsmechanismus aufweisen (=Mineralbodenbewohner), einen limitierenden Faktor darstellen.

Da Laubstreu- und Mineralbodenbewohner arbeitsteilig für die Zersetzung der organischen Bestandteile und die Durchmischung der Bodenschicht verantwortlich sind (Mineralbodenbewohner besorgen vornehmlich das Einbringen organischer Substanz in tiefere Bodenschichten), muß das Fehlen der tiefergrabenden Mineralbodenarten auf lange Sicht als negativ für die Bodenqualität bewertet werden.

Akkumulation von Schwermetallen in der dominanten Regenwurmart *Lumbricus rubellus*

An der Universität Salzburg wurde unter der Leitung von Margit Palzenberger parallel zu den Erhebungen des Umweltbundesamtes die Akkumulation von ausgewählten Schwermetallen (Kupfer, Zink, Cadmium) in der Regenwurmart *Lumbricus rubellus* durchgeführt.

Die Metallgehalte in diesen Tieren sind z. T. ausgesprochen hoch (vgl. Abb. 14). Es fällt dabei auf, daß der Schadstoffgradient im Boden nur durch Kupfer, nicht jedoch durch Zink und Cadmium, nachgezeichnet wird. Die Zinkkonzentration im Regenwurm ist in den weniger belasteten Standorten B und C höher als am Standort A. Auf der Fläche A entsprechen die Werte im Mittel jenen der "Kontrollfläche" D, wobei allerdings die Streuung in Richtung hoher Einzelwerte am belasteten Standort viel höher ist. Ein ähnliches Bild zeigt auch Cadmium. Hier ist die Schwermetallakkumulation in *Lumbricus rubellus* am weniger belasteten Standort B im Vergleich zur Fläche A höher.

Im allgemeinen wird eine positive Beziehung zwischen Schwermetallgehalt im Boden und jenem in Regenwürmern gefunden (z. B. MORGAN et al., 1992). Es zeigte sich aber, daß die Schwermetallgehalte durch verschiedene Bodenfaktoren beeinflusst werden, insbesondere durch den pH-Wert, durch den Gehalt an organischer Substanz sowie durch das Calcium-Angebot im Boden (MA, 1982; MORGAN und MORGAN, 1988; PERÄMÄKI et al., 1992).

Aufgrund der ähnlichen pH-Werte der vier Flächen (vgl. Kapitel 5.1) kann das atypische Akkumulationsmuster von Zink und Cadmium nicht auf pH-Wertunterschiede zurückgeführt werden. Als entscheidender Faktor für die reduzierte Akkumulation am Standort A muß daher das überdurchschnittlich hohe Angebot an leicht verfügbarem Calcium (vgl. Kapitel 5.2.3) angesehen werden, wahrscheinlich auch der höhere Gehalt an organischer Substanz.

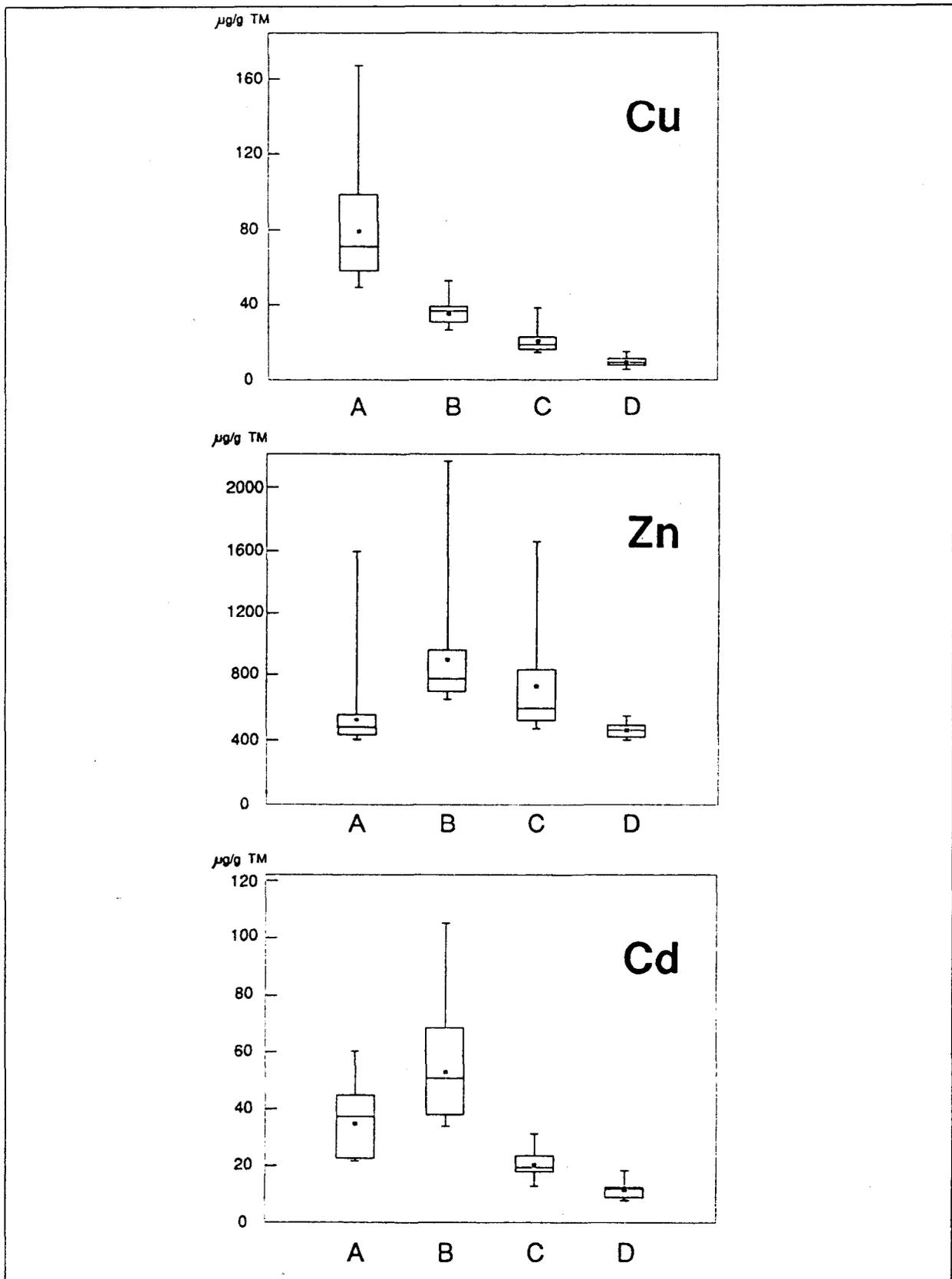


Abb. 14: Kupfer-, Zink- und Cadmiumgehalte in der Regenwurmart *Lumbricus rubellus* an den Standorten A bis D. Die Boxen kennzeichnen die 25 % und 75 % Perzentile, die vertikalen Linien stellen die 5 % und 95 % Perzentile dar. Die Medianwerte sind durch horizontale Linien, die arithmetischen Mittelwerte durch kleine Quadrate innerhalb der Boxen gekennzeichnet.

6.2.4 Fauna der Bodenoberfläche

Viele Tiergruppen (Insekten, Spinnen, Asseln etc.) verbringen im ausgewachsenen Stadium (Adulttiere) die überwiegende Lebenszeit an der Bodenoberfläche. Sie sind insofern bedeutend für den Boden, als sie z. T. Bestandesabfall verwerten können und auch als Räuber regulierend in Nahrungsnetze eingreifen.

Im Rahmen dieses Untersuchungsprogrammes wurden zwei wichtige Gruppen bearbeitet: die Raub- oder Kurzflügelkäfer und die Spinnen. Bezüglich der Details wird auf den Report UBA-94-099c (UMWELTBUNDESAMT, 1994c) verwiesen.

Das gesammelte Tiermaterial stammt aus 8 Bodenfallenfangperioden (Oktober 1990 bis Oktober 1991).

6.2.4.1 Käfer: Raub- oder Kurzflügelkäfer (*Staphylinidae*)

Die Familie der Raub- oder Kurzflügelkäfer ist die arten- und individuenreichste Käferfamilie auf der Bodenoberfläche. Sie kann als Indikator v. a. für anthropogene Einflüsse wie Bewirtschaftungsmaßnahmen herangezogen werden. Im Vergleich zu unbelasteten Gebieten sind Veränderungen ihrer Artengemeinschaften sowie der zöologischen Parameter (Abundanz, Dominanzspektrum, Diversität, Artenidentität) zu beobachten (BOHAC, 1989). Dabei geht zunächst die Populationsdichte einzelner Arten zurück (RZEHAK & BASEDOW, 1982; GREGOIRE-WIBO, 1983). Bei längerfristiger Beeinträchtigung reduziert sich die Gemeinschaft auf nur noch wenige anspruchslose Arten.

Viele Käfer scheinen ihren Gehalt an nicht-essentiellen Metallen nicht regulieren zu können; räuberische Käfergruppen akkumulieren Schwermetalle (Kupfer, Zink, Cadmium), wo diese im Boden in erhöhten Konzentrationen vorhanden sind (HOPKIN, 1989). Aufgrund der Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zur Häufigkeit verschiedener Raubkäferarten, würden sich *Ocyopus aeneocephalus* und *Staphylinus dimidiaticornis* sowie auch *Philontus cognatus* und *laminatus* wegen ihrer hohen Aktivitätsdichte und Biomasse für Messungen des Akkumulationsverhaltens einzelner Schadstoffe anbieten.

Aus der weiteren Umgebung des Untersuchungsgebietes liegen vergleichbare Studien über Staphylinidenzönosen aus den landwirtschaftlichen Kulturversuchsflächen von Rinn bei Innsbruck (THALER et al., 1990) und den Innauen bei Kufstein (SCHATZ et al., 1990) vor.

Das relativ geringe Artenspektrum der untersuchten Standorte besteht vorwiegend aus anspruchslosen, meist feuchteliebenden Arten, die für Grünlandflächen der Tallagen zu erwarten sind.

Ein Teil davon stammt ursprünglich aus den früher ausgedehnten Auen des Inntales und ist auch in etwas höher gelegenen landwirtschaftlich genutzten Wiesen des Tiroler Mittelgebirges zu finden (SCHATZ et al., 1990; THALER et al., 1990).

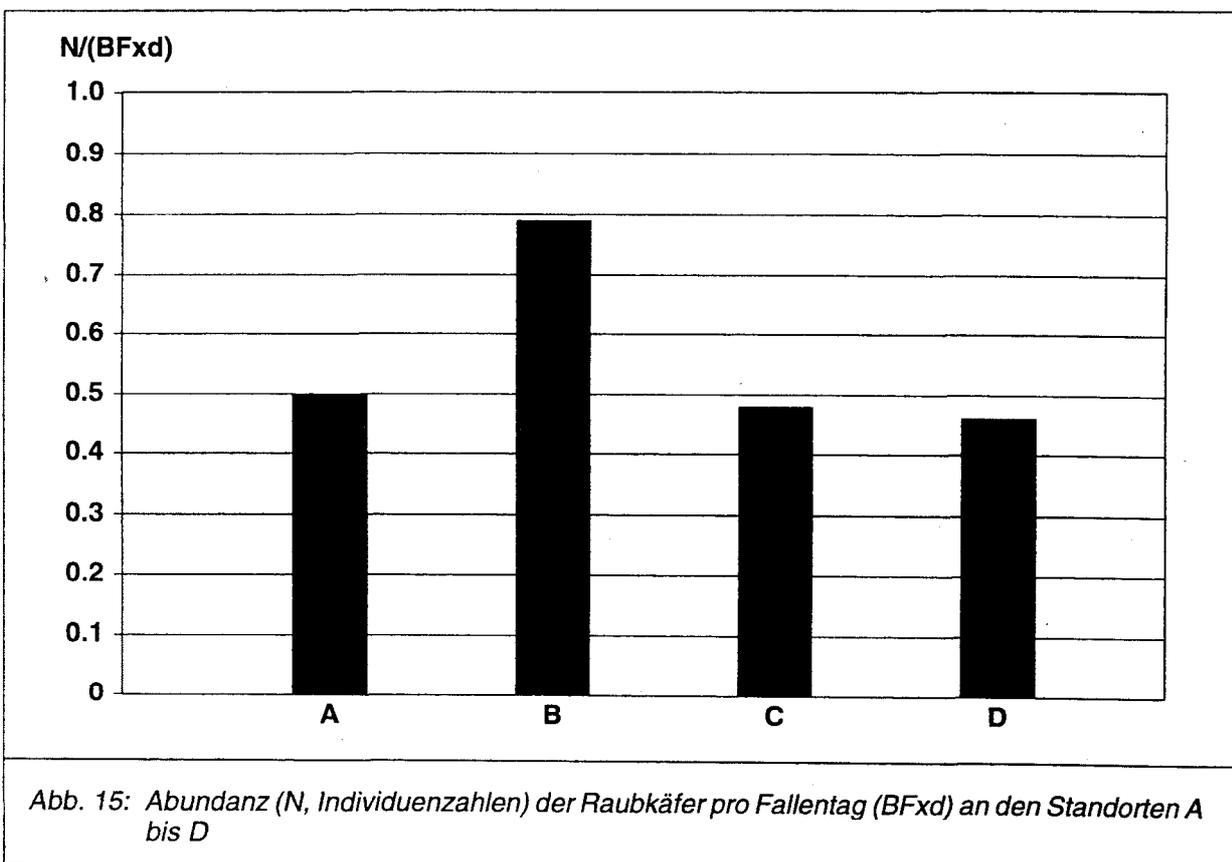
Das gesamte Untersuchungsmaterial umfaßt rund 3.300 Individuen aus 69 Arten (vgl. Abb. 15). Zwischen den einzelnen Standorten können die vergleichsweise geringen Unterschiede hinsichtlich der Artenzahl (vgl. Abb. 16) als signifikant gewertet werden. Die niedrigste Diversität in Fläche B erklärt sich bei gleich hoher Artenzahl aus der unausgewogenen Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten, was auf eine Störung dieser Lebensgemeinschaft hinweist. Die Artenidentität (das heißt, die

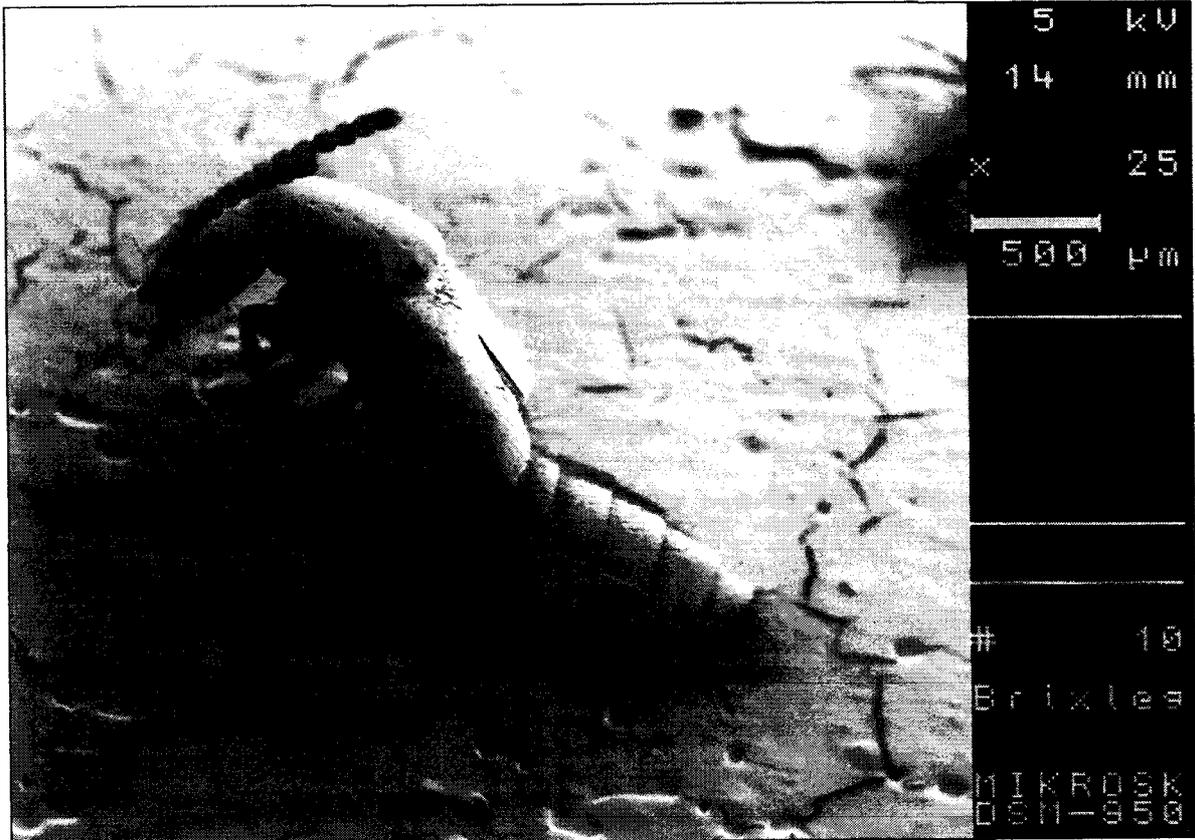
Übereinstimmung der Standorte in bezug auf die Staphylinidenarten) ist relativ hoch. Der Standort C ist aufgrund seines Artenspektrums als die trockenste Fläche charakterisiert, was auch durch Messungen der Bodenfeuchte bestätigt wurde (Kapitel 2.2, 5.1). In allen vier Flächen sind größere Käfer-Arten sehr häufig, wie es für offene Flächen (z. B. Ruderalflächen) charakteristisch ist. Die robusteren und gegen Austrocknung resistenteren großen Arten werden aufgrund ihrer hohen Laufaktivität mit der Bodenfallenmethode gut erfaßt und erreichen in Steppen-Biotopen wie in den bewirtschafteten Wiesen hohe Aktivitätsdichten (BOHAC & RUZICKA, 1990).

Winteraktive Käferarten scheinen begünstigt, möglicherweise wegen sommerlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie z. B. der Mahd. Diese wirkt sich auf die räuberischen Insekten in Wiesen-Ökosystemen allgemein mit einer Abnahme der Räuber-Biomasse aus. Rückgänge der Aktivitätsdichte während der Sommermonate könnten darauf zurückzuführen sein.

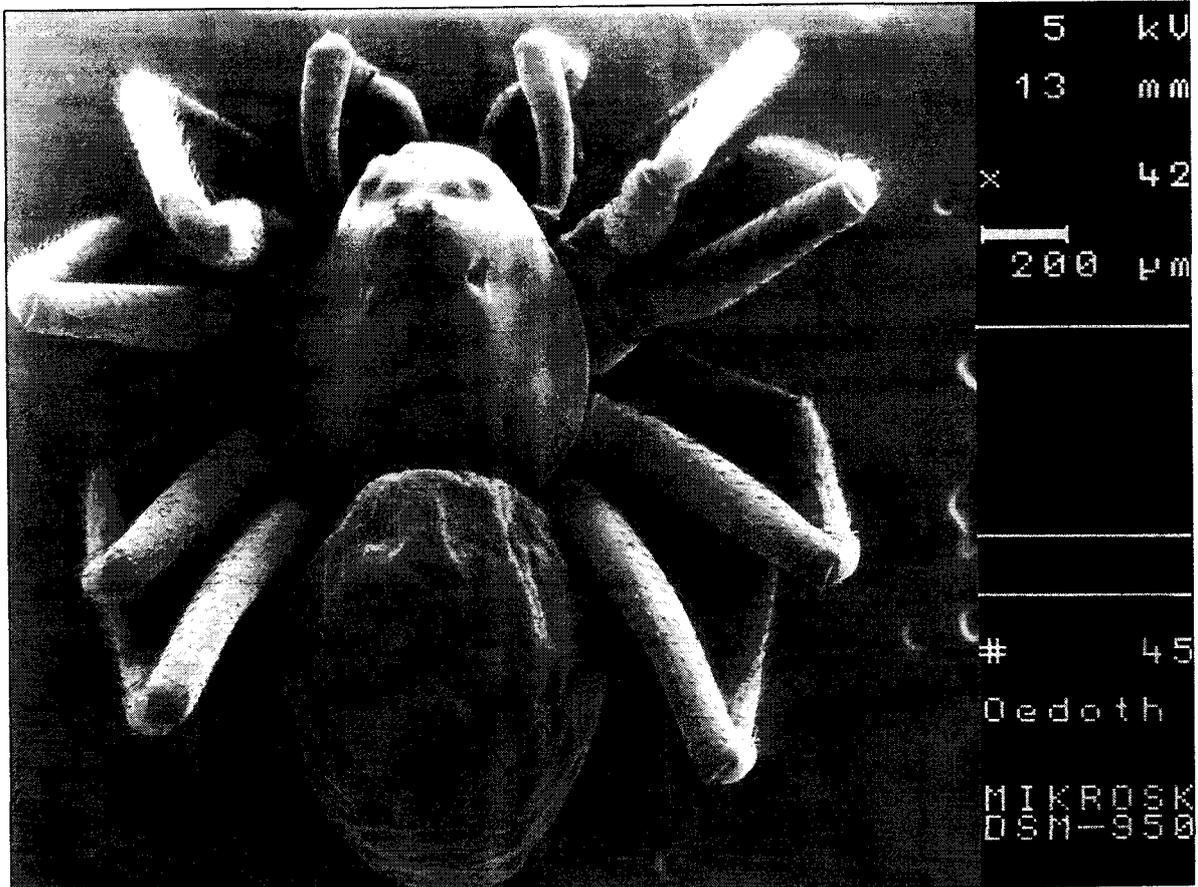
Insgesamt bilden die Raubkäfer der vier Untersuchungsflächen gegenüber benachbarten naturnäheren Flächen eine artenarme Gemeinschaft anspruchsloser Vertreter. Kulturland wird allgemein von wenig anspruchsvollen und weit verbreiteten Arten besiedelt. Aufgrund der effizienten Verbreitungsmechanismen dieser Käferfamilie können auch anthropogen stark beeinflusste Lebensräume bewohnt und nach Störung durch Bewirtschaftungsmaßnahmen schnell von angrenzenden Gebieten aus wiederbesiedelt werden (z. B. PAOLETTI et al., 1988).

Unterschiede in Artenspektren und Aktivitätsdichten zwischen den untersuchten Standorten sind zumindest zum Teil auf mikroklimatische Bedürfnisse der einzelnen Arten zurückzuführen. Ein unmittelbarer Zusammenhang mit der unterschiedlichen Schadstoffbelastung ist nicht abzuleiten.





Raub- oder Kurzflügelkäfer



Spinne



6.2.4.2 Spinnen (*Aranea*)

Bisher liegen nur wenige Untersuchungen hinsichtlich der Artenvielfalt und Individuenhäufigkeit von Spinnen unter Schadstoffbelastung vor. Zudem sind die Ergebnisse widersprüchlich. HUNTER et al. (1987) fanden keine großen Unterschiede in der Artenzusammensetzung und Besiedlungsdichte von Spinnen auf Grünlandflächen, die in unterschiedlichem Maße mit Kupfer und Cadmium kontaminiert waren. DEELEMAN–REINHOLD (1990) stellte über einen Zeitraum von 14 Jahren eine deutliche Abnahme von vier dominanten Wolfsspinnenarten (*Lycosidae*) in einem Moor fest, welches unter SO_2 -, NO_x - und Schwermetallimmissionen stand. Dabei wurden allerdings nicht alle Arten gleich stark negativ beeinflusst. Aufgrund der geringen Kenntnis über die Auswirkung von Schadstoffen auf Spinnen (insbesondere auch dem weitgehenden Fehlen experimenteller Untersuchungen), können daher Unterschiede in den Artenspektren oder Häufigkeitsmustern unter Schadstoffeinfluß derzeit kaum mit einer Schadstoffbelastung in kausalen Zusammenhang gebracht werden.

Nach Untersuchungen von HUNTER et al. (1987) reichern Spinnen Kupfer 2–3 mal und Cadmium 7–8 mal stärker an als Käfer (Laufkäfer, Raubkäfer). Die jahreszeitlichen Schwankungen der akkumulierten Schwermetallmengen sind allerdings beträchtlich. Auch artspezifische Unterschiede sind groß, wobei GINTENREITER (1990) dies auf unterschiedliches Verhalten der Arten zurückführt.

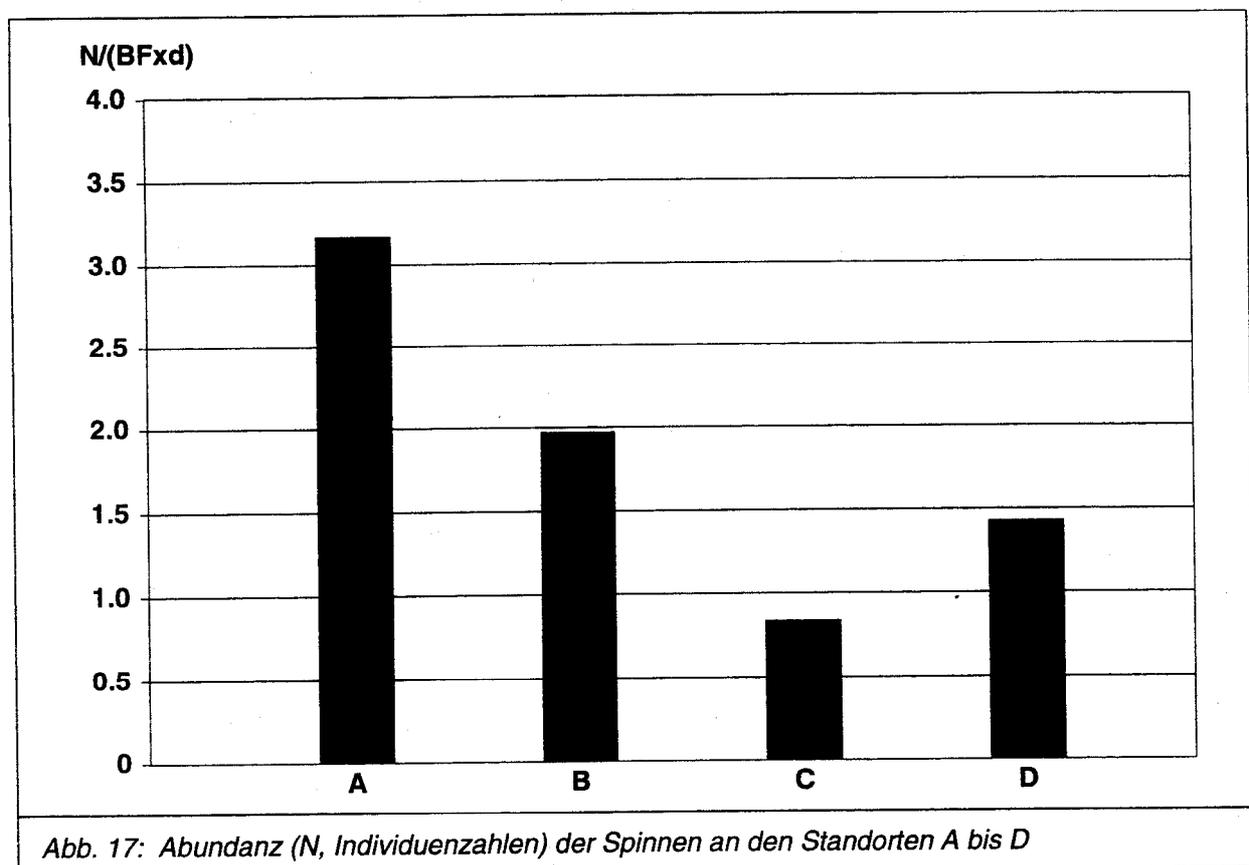
Wie bei Raubkäfern (*Staphylinidae*), ist auch bei Spinnen eine große Ähnlichkeit der Artenspektren der vier Standorte festzustellen. Allerdings fällt eine unterschiedliche Besiedlungsdichte auf, wobei jedoch kein Zusammenhang mit dem Schadstoffgradienten erkennbar ist (vgl.

Abb. 17). Lediglich 10 Arten des Gesamtfanges kommen regelmäßig und in größerer Anzahl vor und machen zusammen 96 % (Standort C) bis 99 % (Standort A) aus. Dabei handelt es sich um typische Wiesenarten oder um Arten landwirtschaftlich genutzter Flächen, vereinzelt sind auch Vertreter aus benachbarten Hecken- und Waldbiotopen feststellbar.

Ein Zusammenhang mit dem Schadstoffgradienten ist kaum feststellbar (vgl. Abb. 17, Abb. 18). Die beiden häufigsten Wolfsspinnenarten zeigen eher eine Zunahme der Fangzahlen mit Annäherung an den Emittenten. Möglicherweise ist die Spinnenart *Pachygnatha degeeri* negativ von der Schadstoffbelastung der Böden beeinflusst; ihre Fangzahlen und Dominanzen nehmen mit zunehmender Entfernung vom Emittenten zu.

Wie bei anderen Tiergruppen setzt sich auch bei den Spinnen der Standort C deutlicher von den übrigen ab. Die Individuenzahlen sind hier besonders gering, was vermutlich auf die geringere Bodenfeuchte zurückzuführen ist. Die höchsten Werte wurden am meist belasteten Standort A festgestellt (vgl. Abb. 17).

Im Gegensatz zu den oberflächenaktiven Laufspinnen sind nach LUCZAK (1984) und DEELEMAN-REINHOLD (1990) Webspinnen weniger von Schadstoffimmissionen betroffen. Es überrascht demzufolge nicht, wenn bei den sieben häufigsten Webspinnen-Arten, die zumeist kleine Bodennetze bauen, allenfalls undeutliche Zusammenhänge mit der Schadstoffbelastung zu Tage treten. Diese Arten sind in der Lage, Lebensräume schnell zu verlassen bzw. neu zu besiedeln. Das alleinige Auftreten zweier extremer Pionierarten auf Standort A läßt den Schluß auf einen gewissen Störungseinfluß zu.



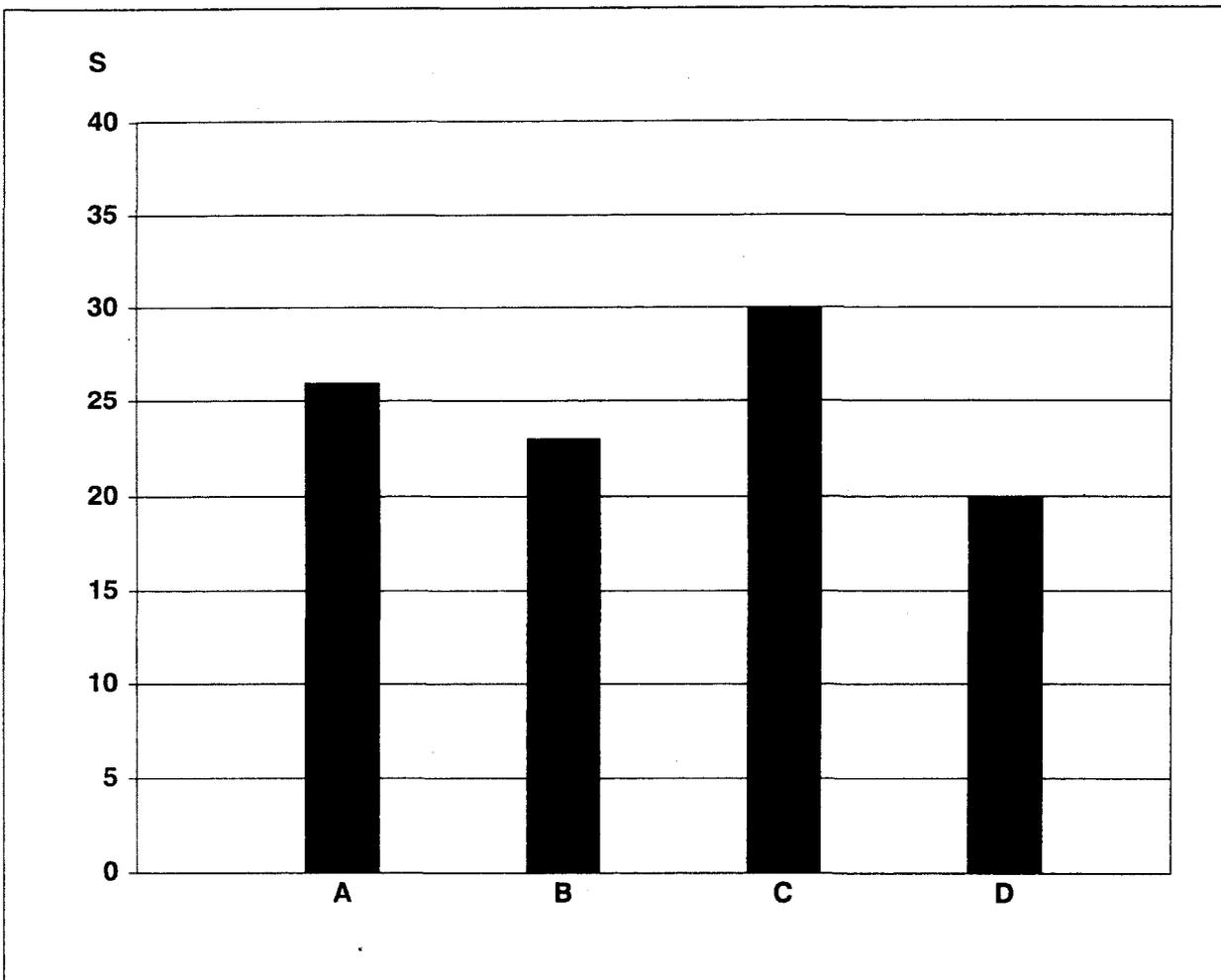


Abb. 18: Artenzahl (S) der Spinnen an den Standorten A bis D

6.2.5 Resumee der bodenzoologischen Untersuchungen

Aufgrund der z. T. sehr hohen Schadstoffbelastung der emittentennahen Standorte (A, B) war zu erwarten, daß Auswirkungen dieser Schadstoffbelastung auch in den Gemeinschaftsstrukturen (Artenpektren, Individuenzahlen, Diversität etc.) der Bodenfauna zutage treten, indem an den meist belasteten Standorten das Artenspektrum und/oder die Besiedlungsdichten reduziert sein sollten. Um die Ergebnisse der bodenzoologischen Untersuchungen besser vergleichen zu können, wurden die an den vier Standorten (A, B, C und D) erhobenen Individuenzahlen, getrennt für die einzelnen Sammeltermine zusammenfassend dargestellt (vgl. Abb. 19 – Abb. 21). Um die standortbedingten gegenüber den saisonalbedingten Unterschiede hervorzuheben, wurden dabei nicht die tatsächlich erhobenen Individuenzahlen dargestellt, sondern für jeden Sammeltermin jeweils die prozentuelle Verteilung der Individuenzahlen auf die vier Standorte.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, daß es offenbar durch bestimmte Bodeneigenschaften (v. a. Gehalt an organischer Substanz, Gehalt an verfügbarem Calcium) sowie durch die Tatsache, daß an allen vier Standorten aufgrund der anthropogenen Beeinflussung (Bewirtschaftungsmaßnahmen) häufige und weniger sensible Arten dominieren, zu keinen signifikanten, über die Analyse von Gemeinschaftsstrukturen erkennbaren Schadstoffeinfluß auf die Bodenorganismen kommt. Bei mehreren Tiergruppen (Schalenamöben, Rädertierchen, Milben, Spinnen) wurden sogar am meist belasteten Standort A die höchsten Individuenzahlen festgestellt (vgl. Abb. 19 – Abb. 21). Ein ähnliches Bild – eine im wesentlichen fehlende negative Korrelation mit der Schadstoffbelastung – ergibt sich auch bei den Artenzahlen. Auf deren zusätzliche Darstellung wurde daher hier verzichtet.

Für die Tatsache, daß eindeutige Schadefekte sich auf dem Niveau der Gemeinschaftsstrukturen nicht widerspiegeln (Ausnahme: Verteilung der Ökotypen bei den Regenwürmern) sind darüberhinaus aber sicherlich auch noch andere Gründe anzuführen: Im Lichte der großen Variabilität der bodenbiologischen Parameter innerhalb der vier Standorte sind auch bei großen Unterschieden in der Schadstoffbelastung der vier Standorte offenbar nicht ausreichend, um Schadefekte auf dem Niveau von Gemeinschaftsstrukturen eindeutig nachzuweisen. Dies umsomehr, als auch keine exakt vergleichbaren Standorte im Gebiet (wie wohl generell in der Natur) vorhanden sind: Es unterscheiden sich die vier Standorte nicht nur in Hinblick auf die Schadstoffbelastung, sondern auch bei anderen Bodenparametern z. T. nicht unbedeutend. Der am stärksten belastete Standort A weist gleichzeitig auch die höchsten Gehalte an organischer Substanz (TOC) und mobilem Calcium auf. In abgeschwächter Form gilt dies auch für Standort B. Es sind dies beides Faktoren, die bekannterweise als Antagonisten gegenüber organischen und anorganischen Schadstoffen wirken können. Daß eine reichliche Versorgung mit organischer Substanz auch trotz höherer Schwermetallgehalte zu einer höheren Besiedlungsdichte führen kann, wurde anhand von klärschlammgedüngten Feldern z. B. von GLOCKEMANN und LARINK (1989) für Milben sowie von LÜBBEN und LARINK (1991) für Springschwänze aufgezeigt.

Weiters kann die mosaikartige Struktur am Standort A (trockene und feuchte Stellen ebenso wie die Zusammensetzung der Vegetationsdecke wechseln kleinräumig) als diversitätsfördernd im Vergleich zu den mehr monotonen übrigen Flächen angesehen werden. Der gering belastete Standort C (in abgeschwächter Form auch bei D) ist dagegen aufgrund des hohen Sandanteils und v. a. aufgrund des niedrigen Gehalts an organischer Substanz für Bodenorganismen wenig attraktiv. Insgesamt wirken die Unterschiede in den Bodeneigenschaften der Schadstoffbelastung dergestalt entgegen, daß an den stärker belasteten Standorten A und B gleichzeitig die für Bodenorganismen günstigeren Bedingungen gegeben sind.

Insgesamt zeigt daher diese Studie, daß es in intensiv bewirtschafteten Grünlandböden auch bei hohen Schadstoffbelastungen (zumindest unter der Voraussetzung einer guten Versorgung des Bodens mit organischer Substanz und wohl auch mit leicht verfügbarem Calcium) nicht zu markanten Beeinträchtigungen der Bodenfauna kommt. Es darf daraus aber nicht abgeleitet werden, daß diese Erkenntnis auch auf andere (z. B. naturnähere oder empfindlichere) Ökosysteme zu übertragen ist. Daß es in Waldökosystemen bei ähnlich hohen Belastungen mit Schwermetallen durchaus zu deutlichen Effekten auf die Bodenfauna kommt, haben z. B. BENGTTSSON und Mitarbeiter (vgl. TYLER, 1989) eindrucksvoll belegen können.

Letztendlich zeigt diese umfangreiche Untersuchung einen hohen Forschungsbedarf zur Frage der Schadstoffbelastung von Bodenorganismen auf. Speziell für dieses Projekt ergaben sich v. a. folgende Fragen:

- Inwieweit ist ein erhöhtes Verhältnis belebte zu unbelebte Schalen bei den Schalenamöben als Hinweis für eine Schadstoffbelastung zu werten?
- Ist die Tatsache, daß mit abnehmender Schadstoffbelastung der Standorte zunehmend Mineralbodenbewohner bei den Regenwürmern auftreten im Untersuchungsgebiet durch die Schadstoffbelastung oder durch andere Faktoren maßgeblich bedingt?
- Was sind die Ursachen dafür, daß sich das Akkumulationsverhalten der Schwermetalle (Kupfer, Zink, Cadmium) bei der Regenwurmart *Lumbricus rubellus* deutlich unterscheidet; warum treten die höchsten Schwermetallgehalte außer bei Kupfer nicht am stärksten belasteten Standort auf? Welche Rolle spielt dabei die Versorgung der Böden mit organischer Substanz und/oder verfügbarem Calcium?
- Welche Rolle spielen Bodenorganismen beim Schadstofftransfer (anorganische wie organische) in Nahrungsnetzen? Kann es aufgrund von Toleranz-/Akkumulationsphänomenen zu einer abträglichen Belastung höherer Nahrungskettenglieder auch bei Bodenkontaminationen unterhalb von derzeitigen Richt- und Grenzwerten kommen?
- Mit welchen chemisch-analytischen Verfahren gelingt es am besten, die Verfügbarkeit von Schadstoffen im Boden für bestimmte Bodenorganismengruppen und damit deren Belastung abzuschätzen? Welche zusätzlichen Parameter (antagonistisch und/oder synergistisch wirkende Bodenfaktoren) müssen zusätzlich für die Interpretation herangezogen werden?

Die Autoren hoffen, daß auf Basis dieser Studie weitere bodenbiologische Untersuchungen, auch experimenteller Natur, folgen werden und es gelingen mag, die eine oder andere offene Frage zu beantworten.

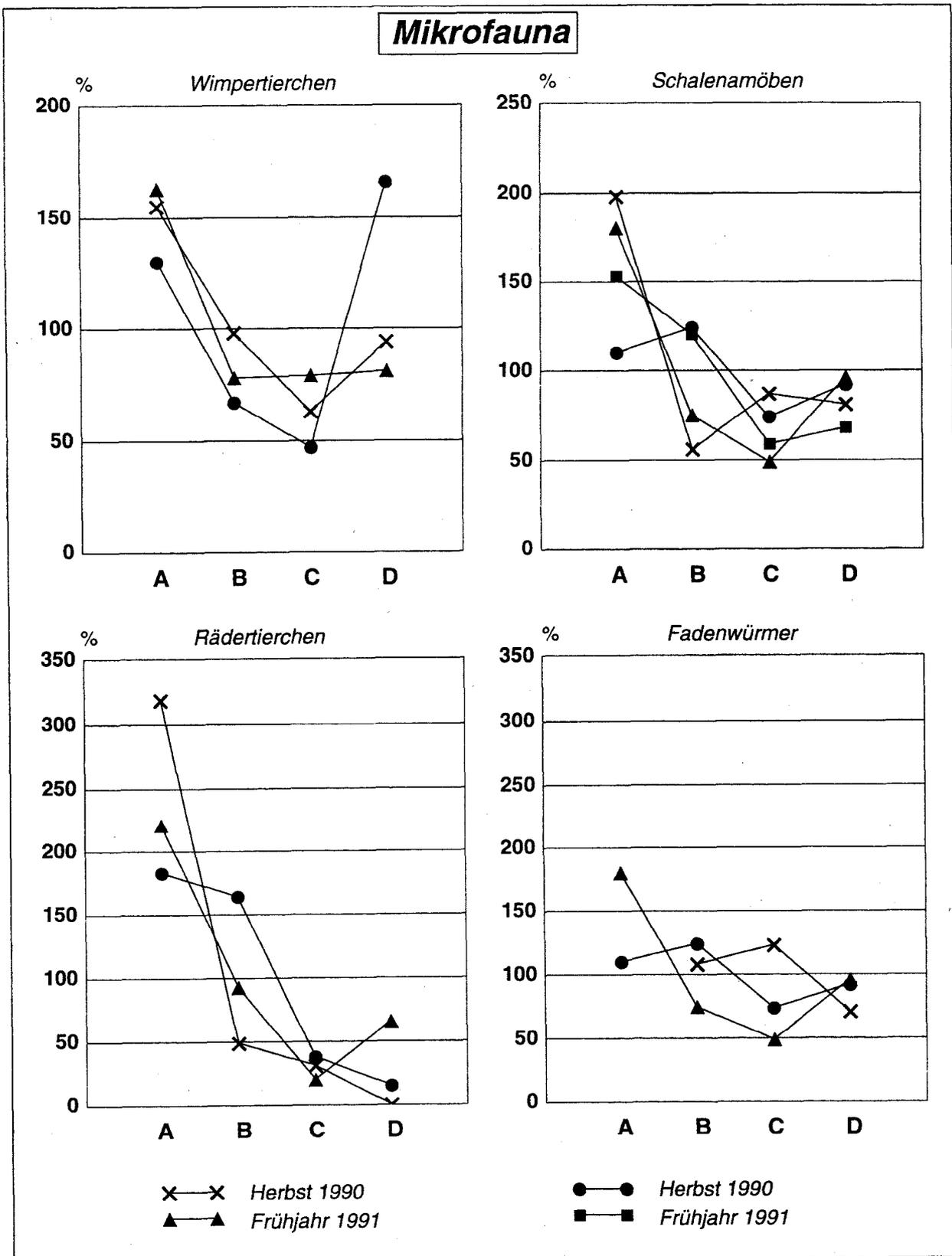


Abb. 19: Vergleich der Individuenzahlen der untersuchten Tiergruppen an den Standorten A bis D für einzelne Probenahmetermine. Um die standort- gegenüber den saisonalbedingten Unterschieden hervorzuheben, wurden nicht die tatsächlich erhobenen Individuenzahlen, sondern für jeden Sammeltermin jeweils die prozentuelle Verteilung der Individuenzahlen auf die vier Standorte dargestellt.

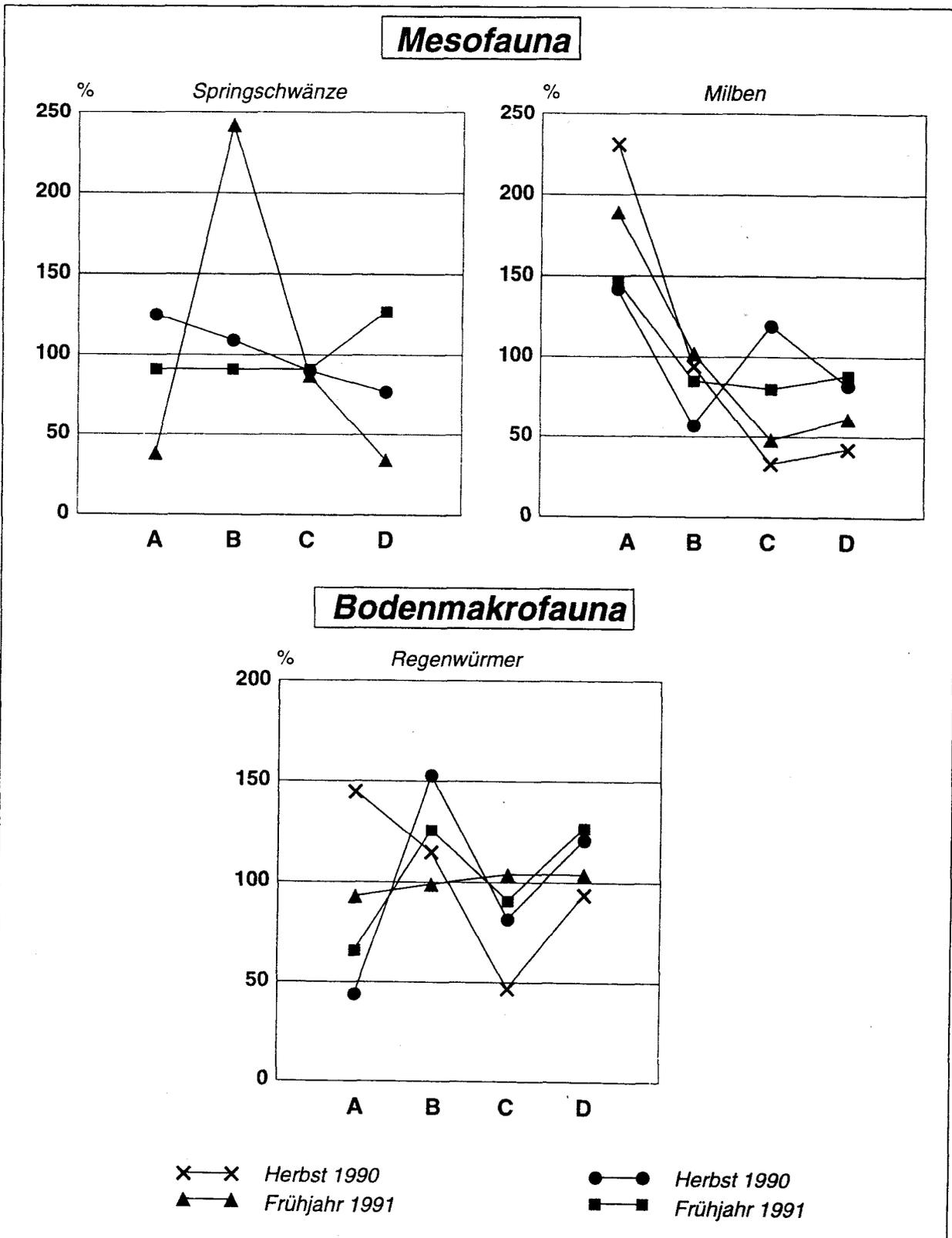
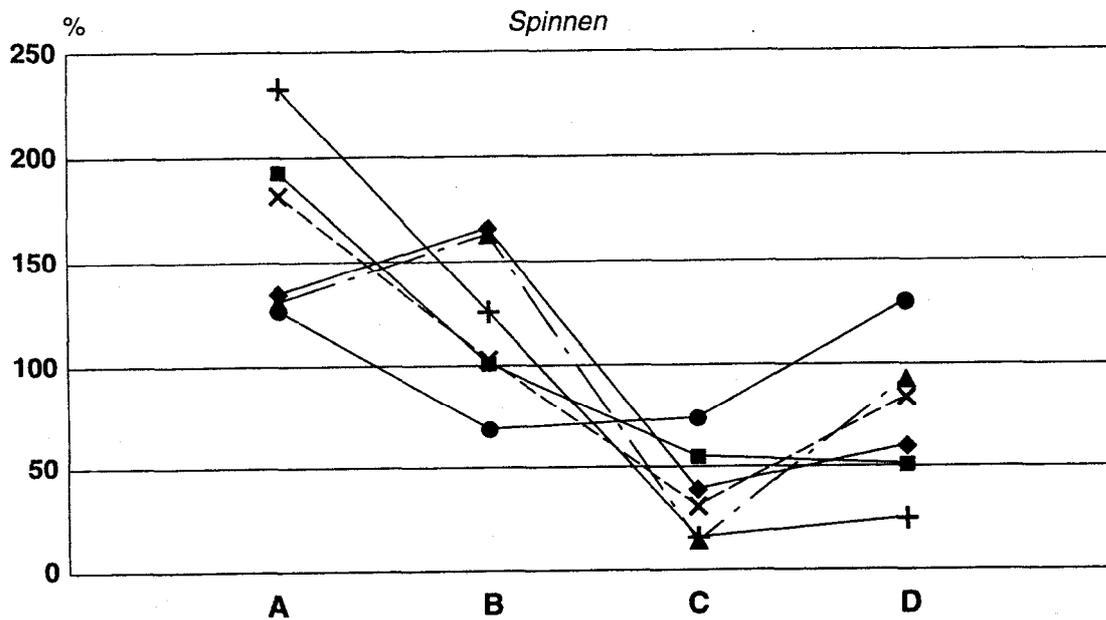
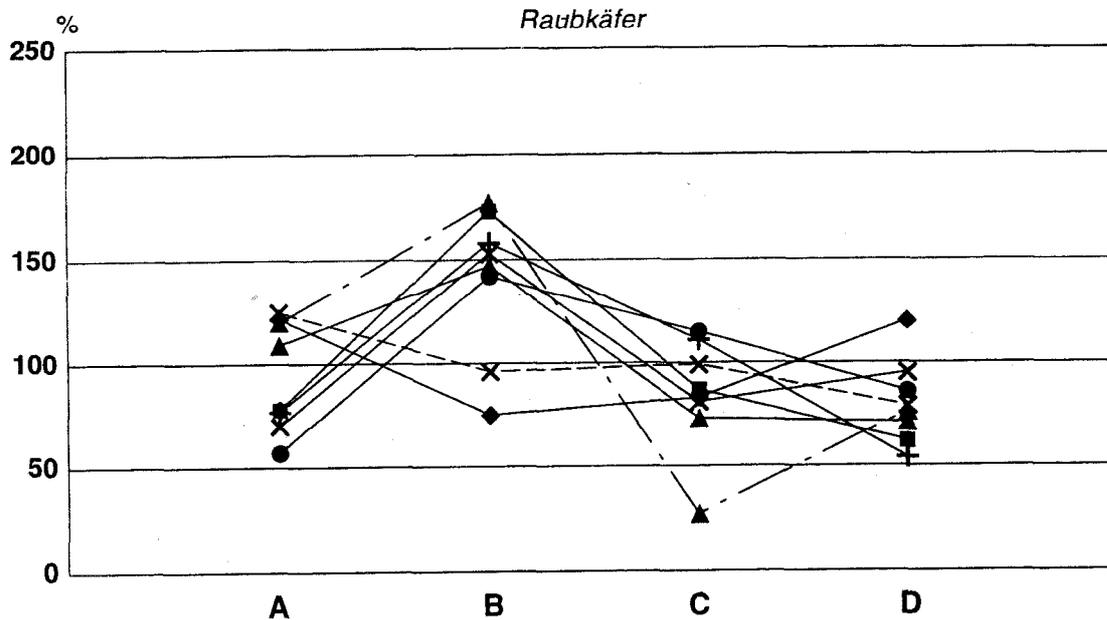


Abb. 20: Vergleich der Individuenzahlen der untersuchten Tiergruppen an den Standorten A bis D für einzelne Probenahmeterminale. Um die standort- gegenüber den saisonalbedingten Unterschiede hervorzuheben, wurden nicht die tatsächlich erhobenen Individuenzahlen, sondern für jeden Sammeltermin jeweils die prozentuelle Verteilung der Individuenzahlen auf die vier Standorte dargestellt.

Makrofauna der Bodenoberfläche



×—×	Oktober 1990	■—■	Mai/Juni 1991	+—+	September 1991
▲—▲	November 1990	×—×	Juli 1991	◆—◆	Sept./Okt. 1991
●—●	April 1991	▲—▲	Aug./Sep. 1991		

Abb. 21: Vergleich der Individuenzahlen der untersuchten Tiergruppen an den Standorten A bis D für einzelne Probenahmeterminale. Um die standort- gegenüber den saisonalbedingten Unterschieden hervorzuheben, wurden nicht die tatsächlich erhobenen Individuenzahlen, sondern für jeden Sammeltermin jeweils die prozentuelle Verteilung der Individuenzahlen auf die vier Standorte dargestellt.

LITERATUR

- AESCHT, E.; FOISSNER, W. (1991): Bioindikation mit mikroskopisch kleinen Bodentieren. VDI Berichte 901: 985–1002.
- AESCHT, E.; FOISSNER, W. (1992): Effects of mineral and organic fertilizers on the microfauna in a high-altitude reforestation trial. *Biol. Fert. Soils* 13: 17–24.
- ALLOWAY, B.J. (Hrsg.) (1990): Heavy metals in soils. Halsted Press: New York.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1989): Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1988. Innsbruck. 198 S.
- ARNDT, U.; NOBEL, W.; SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- BAKER, D.E. (1990): Copper. In: ALLOWAY, B.J. (Hrsg.): Heavy metals in soils. Halsted Press: New York. pp. 151–176.
- BALLSCHMITER, K.; RAPPE, C.; BUSER, H.R. (1989): Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCBs, PCTs, PCNs and PBBs. In: KIMBROUGH & JENSEN (Hrsg.): Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. 2. Ausgabe, pp. 47–89. Elsevier: Amsterdam, New York, Oxford.
- BLUM, W.E.H.; SPIEGEL, H.; WENZEL, W.W. (1989): Bodenzustandsinventur. Konzeption, Durchführung und Bewertung. Arbeitsgruppe Bodenzustandsinventur der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft. BM f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien.
- BOHAC, J. (1989): Accumulation of heavy metals in the bodies of staphylinid beetles (Coleoptera, Staphylinidae). In: BOHAC J., RUZICKA V. (Hrsg.): Bioindicator deteriorisationis regionis II. Proc. Vth int. conf., Ceske Budejovice, 1989: 319–321.
- BOHAC, J.; RUZICKA, V. (1990): Size groups of Staphylinid beetles (Coleoptera, Staphylinidae). *Acta Entomol. Bohemoslov.*, 87: 342–348.
- BRÜNE, H. (1985): Schadstoffeintrag in Böden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landbewirtschaftung. In: VDLUFA Kongreßband 1985: Bodenbewirtschaftung, Bodenfruchtbarkeit, Bodenschutz. Darmstadt. S. 85–103.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1989): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz. 3. Auflage, Wien. 37 S.
- BUTLER, J.D.; BUTTERWORTH, V.; KELLOW, S.C.; ROBINSON, H.G. (1984): Some observations on the polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) content of surface soils in urban areas. *Sci. Total Environ.* 33: 75–85.

- DAVIES, B.E. (1990): Lead. In: ALLOWAY B.J. (Hrsg.): Heavy metals in soils. Halsted Press: New York. pp. 177–198.
- DEELEMANN–REINHOLD, C.L. (1990): Changes in the spider fauna over 14 years in an industrially polluted area in Holland. *Acta Zool. Fenn.* 190: 103–110.
- DELSCHEN, T.; WERNER, W. (1989): Zur Aussagekraft der Schwermetallgrenzwerte in Klärschlammgedüngten Böden. 2. Mitteilung zur Ableitung "tolerierbarer", 0.1M CaCl₂-löslicher Cadmium- und Zinkgehalte. *Landw. Forsch.* 42: 40–49.
- DEUTSCHE KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (1992): BGBl. 21 vom 28. April 1992.
- DUNGER, W. (1964): Die Bedeutung der Bodenfauna für die Streuzersetzung. *Tag. Berichte Dt. Akad. Landwirtsch. Wiss. Berlin* 60, S. 99–114.
- DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden. Neue Brehm-Bücherei.
- EIKMANN, T.; KLOKE, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe im Boden – Eikmann-Kloke-Werte – In: ROSENKRANZ, D.; EINSELE, G.; HARRESS, H.M. (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 14. Lfg. X/93. Erich Schmidt Verlag: Berlin, Bielefeld, München.
- ERNST, W.H.O.; JOOSSE VAN DAMME, E.N.G. (1983): Umweltbelastung durch Mineralstoffe. Biologische Effekte. G. Fischer Verlag: Stuttgart. 234 S.
- FOISSNER, W. (1985): Protozoologische Untersuchungen an Almböden im Gasteiner Tal (Zentralalpen. Österreich). III. Struktur und Dynamik der Testaceen- und Ciliatentaxozönose. *Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms* 9: 66–95.
- FOISSNER, W. (1987): Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators, and guide to the literature. *Progress in Protistology* 2: 69–212.
- FOISSNER, W.; FRANZ, H.; ADAM, H. (1987): Untersuchungen über das Bodenleben in ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden im Raum Salzburg. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985)* 15: 333–339.
- FÖRSTNER, U.; CALMANO, W. (1982): Bindungsformen von Schwermetallen in Bagger-schlamm. *Vom Wasser* 59: 83–92.
- FRANZ, H. (1950): Bodenzoologie als Grundlage der Bodenpflege. Akademie Verlag Berlin, 316 S.
- GINTENREITER, S. (1990): Die Schwermetallbelastung von Spinnen an zwei unterschiedlich exponierten Standorten. Diplomarbeit, Univ. Wien. 58 S.
- GLOCKEMANN, B.; LARINK, O. (1989): Einfluß von Klärschlammdüngung und Schwermetallbelastung auf Milben, speziell Gamasiden, in einem Ackerboden. *Pedobiologia* 33: 237–246.

- GREGOIRE–WIBO, C. (1983): Incidences ecologiques de traitements phytosanitaires en culture de betterave sucrière. II. Acariens, Polydesmes, Staphylinés, Cryptophagides et Carabides. *Pedobiologia* 25: 93–108.
- HERRMANN, R. (1987): Chemodynamik und Transport von organischen Umweltchemikalien in verschiedenen Kompartimenten eines Talökosystems. In: BOENKE, B. (Hrsg.): *Wasserwirtschaft im Spannungsfeld Umweltschutz*, 20. Essener Tagung, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Hochschule Aachen.
- HOPKIN, S.P. (1989): *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*. Elsevier Applied Science, London, New York, 366 p.
- HUNTER, B.A.; JOHNSON, M.S.; THOMPSON, D.J. (1987): Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. *J. appl. Ecol.* 24: 587–599.
- JANSSEN, M. (1991): Turnover of cadmium through soil arthropods. Vrije Universiteit te Amsterdam. Academisch Proefschrift. Krips Repro: Meppel. 136 S.
- KANDELER, E.; MENTLER, A.; PFEFFER, M.; HORAK, O. (1990): Bodenbiologische Beurteilung der Toxizität von Schwermetallen in künstlich belasteten Böden. *VDLUFASchriftenreihe* 32: 621–626.
- KASPEROWSKI, E. (1986): Die Versiegelung Österreichs. In: KATZMANN, W., SCHROM, H. (Hrsg.): *Umweltreport Österreich*. Kremayr & Scheriau: Wien. S. 110–146.
- KÖNIG, W.; HEMBROCK–HEGER, A.; WILKENS, M. (1991): Persistente organische Chemikalien im Boden. *UWSF–Z. Umweltchem. Ökotox.* 3(1): 33–36.
- KRALIK, M.; SAGER, M. (1986): Umweltindikator "Schwermetalle": Gesamtgehalte und Mobilität in österreichischen Donausedimenten. *Mittlg. Österr. Geol. Ges.* 79: 77–90.
- KROGMANN, H.; MASS, V.; SCHARPENSEEL, H. (1985): Radiometrische Untersuchungen zum Sorptionsverhalten im Abbau von ¹⁴C-PCB sowie Picloram in verschiedenen Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkl.* 148: 248–259.
- KÜHNELT, W. (1950): *Bodenbiologie*. Herold, Wien, 386 S.
- LEITFADEN BODENSANIERUNG (1988): *Leitraad Bodemsanering, 1988, des Niederländischen Ministeriums für Wohnungswesen, Raumordnung und Umwelt*. Gravenhagen.
- LITZ, N.; BLUME, H.P. (1989): Verhalten organischer Chemikalien in Böden und Abschätzung nach einer Kontamination. *Z. Kulturtechnik und Landentwicklung* 30: 355–364.
- LUCZAK, J. (1984): Spiders of industrial areas. *Pol. Ecol. Stud.* 10: 157–185.
- LÜBBEN, B.; LARINK, O. (1991): Auswirkungen von Klärschlamm und Schwermetallen auf die Bodentiere unter besonderer Berücksichtigung der Collembolen. BMFT-Verbundvorhaben "Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen". Forschungszentrum Jülich GmbH: *Berichte aus der Ökologischen Forschung* 6: 390–416.

- MA, W. (1982): The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia* 24: 109–119.
- MARTIN, M.H.; COUGHTREY, P.J. (1982): Biological monitoring of heavy metal pollution. *Land and air. Applied Sci. Publ.: London & New York.* 475 pp.
- MOORE, J.C.; WALTER, D.E. (1988): Arthropod regulation of micro- and mesobiota in below-ground detrital food webs. *Ann. Rev. Entomol.* 33: 419–439.
- MORGAN, J.E.; MORGAN, A.J. (1988): Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metalliferous soils. *Environm. Pollut.* 54: 123–138.
- MORGAN, J.E.; MORGAN, A.J.; CORP, N. (1992): Assessing soil metal pollution with earthworms: Indices derived from regression analyses. In: GREIGH-SMITH, P.W. et al. (Hrsg.): *Ecotoxicology of earthworms.* Intercept Andover, pp. 233–237.
- OBERÖSTERREICHISCHE KLÄRSCHLAMM-, MÜLL- UND KLÄRSCHLAMMKOMPOST-VERORDNUNG (1993): LGBl.Nr. 21/1993 vom 31. März 1993.
- O'NEILL, P. (1990): Arsenic, In: ALLOWAY, B.J. (Hrsg.): *Heavy metals in soils.* Halsted Press: New York. pp. 83–99.
- ÖBIG, Österreichisches Institut für Gesundheitswesen (1978): Untersuchung der Umweltbelastungen im unteren Inntal durch Fernerkundung und vergleichende terrestrische Untersuchungen. *Schriftenreihe Umweltbestandsaufnahme durch Fernerkundung und Bodenmessung.* Im Auftrag des BMfGU, Wien.
- PAL, D.; WEBER, J.; OVERCASH, M. (1980): Fate of polychlorinated biphenyls (PCB) in soil-plant systems. *Res. Rev.* 74: 45–98.
- PAOLETTI, M.G.; IOVANE, E.; CORTESE, M. (1988): Pedofauna bioindicators and heavy metals in five agroecosystems in north-east Italy. *Rev. Ecol. Biol. Sol* 25: 33–58.
- PERÄMÄKI, P.; ITÄMIES, J.; KARTTUNEN, V.; LAJUNEN, L.J.H.; PULLIAINEN, E. (1992): Influence of pH on the accumulation of cadmium and lead in earthworms (*Aporrectodea caliginosa*) under controlled conditions. *Ann. Zool. Fennici* 29: 105–111.
- PFLANZENSCHUTZMITTELVORBOTSVERORDNUNG (1992): Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie vom 20. Februar 1992 über ein Verbot bestimmter gefährlicher Stoffe in Pflanzenschutzmitteln, BGBl.Nr. 97/1992.
- POHLA, H.; PALZENBERGER, M.; KANDELER, E.; SCHWARZ, S.; KASPEROWSKI, E.; KRASSNIGG, F. (1991): Bodenbiologische, -chemische und -physikalische Parameter entlang eines Schadstoffgradienten auf Grünlandstandorten in der Umgebung von Brixlegg (Tirol). -Vorstellung eines Pilotprojektes. *VDI Berichte* 901: 1083–1094.
- RIPPEN, G. (1991): Hexachlorbenzol. In: *Handbuch Umweltchemikalien*, 10. Erg. Lfg. 6/91. Landsberg/Lech: ECOMED.

- RISS, A.; HAGENMAIER, H.; ROTARD, W. (1990): Wirkungen von Dioxinimmissionen auf Boden, Grünlandaufwuchs und Kuhmilch – Fallstudie anhand einer Metallrückgewinnungsanlage in Österreich. VDI Berichte 837: 831–848.
- ROSSBACH, M.; STOEPLER, M. (1988): Multielement fingerprinting for characterization: earthworm samples from the environmental specimen bank of the FRG. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 332: 636–639.
- RZEHAK, H.; BASEDOW, Th. (1982): Die Auswirkungen verschiedener Insektizide auf die epigäischen Raubarthropoden in Winterrapsfeldern. *Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz* 55: 71–75.
- SCHALLER, F. (1950): Biologische Beobachtungen an humusbildenden Bodentieren, insbesondere an Collembolen. *Zool. Jb. Syst.* 78: 506–525
- SCHATZ, H. (1990a): Oribatiden (Acari) aus dem Kaiser Dorfertal (Osttirol, Hohe Tauern, Österreich) – Zweiter Teil. *Ber.nat.–med.Verein Innsbruck* 77: 91–102.
- SCHATZ, H. (1990b): Milbengesellschaften (Acari) von Auwaldböden aus dem Naturschutzgebiet Kufsteiner und Langkampfener Innauen (Tirol, Österreich) mit besonderer Berücksichtigung der Oribatida. *Ber.nat.–med.Verein Innsbruck* 77: 103–112.
- SCHATZ, I.; HAAS, S.; KAHLEN, M. (1990): Coleopterenzönosen im Naturschutzgebiet Kufsteiner und Langkampfener Innauen (Tirol, Österreich). *Ber. nat.–med. Ver. Innsbruck*, 77: 199–224.
- SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992): SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H.–P.; BRÜMMER, G.; HARTGE, K.–H. und U. SCHWERTMANN: *Lehrbuch der Bodenkunde*. 13. Auflage. Verlag Enke: Stuttgart. XVI+491 Seiten.
- SCHROEDER, D. (1984): *Bodenkunde in Stichworten*. Hirt^s Stichwortbücher. Verlag Ferdinand Hirt. Unterägeri, CH. 160 S.
- SCHUBERT, R. (Hrsg.)(1985): *Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen*. G.Fischer Verlag: Stuttgart. 327 S.
- SZTRATOWICZ, H. (1980): Structure and numbers of soil protozoa on industrial areas of Silesia. *Pol. ecol. Stud.* 6: 607–624.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.; BISSON, M. (1979): Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51: 844–851.
- THALER, K.; KOFLER, A.; MEYER, E. (1990): *Fragmenta Faunistica Tiroliensia – IX* (Arachnida: Aranei, Opoiliones; Myriapoda: Chilopoda; Diplopoda: Glomerida; Insecta: Dermaptera; Coleoptera: Staphylinidae). *Ber. nat. med. Ver. Innsbruck*, 77: 225–243.
- TYLER, G. (1989): Effects of heavy metals in forests ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* (special issue) 47/3–4: 189–455.

- UMWELTBUNDESAMT (1988a): Bodenschutz. Probleme und Ziele. Naturwissenschaftlicher Problem- und Zielkatalog zur Erstellung eines österreichischen Bodenschutzkonzeptes. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien, Bd. 8. 280 S.
- UMWELTBUNDESAMT (1988b): 1. Umweltkontrollbericht, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1990): Montanwerke Brixlegg. Wirkungen auf die Umwelt. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien, Bd. 25. 415 S.
- UMWELTBUNDESAMT (1991): 2. Umweltkontrollbericht, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1993): Umweltkontrolle und Bestandsaufnahmen – 3. Umweltkontrollbericht – Teil B, Wien, S. 196–203.
- UMWELTBUNDESAMT (1994a): Bodenbiologische, –chemische und –physikalische Erhebungen im Raum Brixlegg: Grundlagen, Bodenphysik, Bodenchemie und Vegetation. Reports des Umweltbundesamtes UBA–94–099a, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1994b): Bodenbiologische, –chemische und –physikalische Erhebungen im Raum Brixlegg: Mikrobiologie und Mikrofauna. Reports des Umweltbundesamtes UBA–94–099b, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1994c): Bodenbiologische, –chemische und –physikalische Erhebungen im Raum Brixlegg: Mesofauna und Makrofauna. Reports des Umweltbundesamtes UBA–94–099c, Wien.
- VDLUFA (1985): Rahmenkonzept für die Routineanalytik von polychlorierten Biphenylen (PCB). VDLUFA–Schriftenreihe, Heft 12.
- WEIGMANN, G. (1991): Oribatid communities in transects from bogs to forests in Berlin indicating the biotope qualities. In: DUSBABEK, F., BUKVA, V. (Eds.): *Modern Acarology*. SPB Publ., The Hague, Vol. 1:359–364.
- WENZEL, W.W.; BRANDSTÄTTER, A.; FARCAS, N.; MENTLER, A.; POLLAK, M.A.; UNGER, E.M. (1991): Geochemische Untersuchungstechnik bei der geochemischen Kartierung und Umweltgeochemie. Ergebnisbericht zur Phase 1: Methodische Untersuchungen. Wien, Juli 1991, pp. 64–77.
- WILKE, B.M. (1989): Long-term effects of different inorganic pollutants on nitrogen transformations in a sandy cambisol. *Biol. Fertil. Soils* 7: 254–25.
- WODARZ, D.; AESCHT, E.; FOISSNER, W. (1992): A weighted coenotic index (WCI): description and application to soil animal assemblages. *Biol. Fertil. Soils* 14: 5–13.