

SCHADSTOFFE IM RAUM LINZ

**TEIL A: LITERATURSTUDIE ZUR AUSWAHL DER
PROBEFLÄCHEN FÜR DIE BODENUNTERSUCHUNG**

**TEIL B: BODENUNTERSUCHUNGEN VON GRÜNLAND-
UND WALDBÖDEN IM RAUM LINZ AUF SCHWERMETALLE,
POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSER-
STOFFE UND CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE**

**P. WEISS
A. RISS**

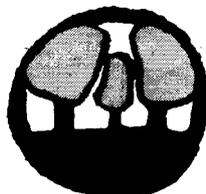
**TEIL C: RASTERELEKTRONENMIKROSKOPISCHE
UNTERSUCHUNGEN UND SCHWERMETALLANALYSEN VON
FICHTENNADELN AUS DEM RAUM LINZ**

**C. TRIMBACHER
P. WEISS**

**MONOGRAPHIEN
BAND 20**

Wien, Juni 1992

Bundesministerium für Umwelt,
Jugend und Familie



Autoren: Teil A und B: Peter Weiss
Alarich Riss
Teil C: Cristina Trimbacher
Peter Weiss

Analytik: *Umweltbundesamt (Zentralstelle Wien):*
E. Frank, M. Schöndorfer, K. Heilingbrunner (Grundparameter)
R. Bürki, E. Auer, S. Spellitz (Schwermetalle)
P. Seif, G. Kühmayer, S. Schuch, T. Remesch, H. Weber (PAH)
G. Lorbeer, W. Hartl. (PCB, HCH, Chlorbenzole)

Institut für Organische Chemie, Universität Tübingen (D):
H. Hagenmaier (PCDD/PCDF)

Statistische Auswertung: E. Gschmeidler, H. Schentz

Übersetzung: A. Poulter, U. Stärk

Textbearbeitung: B. Lackner, R. Gödöllei

Graphik: H. Kaisersberger, K. Böhm

Editorische Betreuung: H. Kaisersberger, E. Lössl

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5
Druck: Radinger, 3270 Scheibbs.

Titelbild: Das Industriegebiet Linz (H. Weiss)

© Umweltbundesamt, Wien, Juni 1992
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-052-X

Schadstoffe im Raum Linz (Zusammenfassung)

In den Gemeindegebieten von Linz und Steyregg (Oberösterreich) wohnen über 200.000 Einwohner in einem industriellen Ballungsraum (Stahlwerke und chemische Industrie).

Ziel der vorliegenden Studie des Umweltbundesamtes war es, die Grundbelastung von Böden in dieser Region durch schwer abbaubare Schadstoffe zu ermitteln, die eine Tendenz zur Anreicherung aufweisen. Die Untersuchung unbearbeiteter Grünlandböden ist für diese Fragestellung am besten geeignet.

Für die lagemäßige Auswahl von Probestellen wurden vorerst die wesentlichen Untersuchungen bis 1988 zur Umweltsituation im Raum Linz gesichtet. Die Ergebnisse wurden in Form einer Literaturstudie zusammengefaßt (Teil A).

Teil B umfaßt die Untersuchung von Grünland- und Waldböden auf die Gehalte von Schwermetallen, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, polychlorierten Biphenylen, polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen, Hexachlorzyklohexanen und Chlorbenzolen.

Weiters wurden die Nadeloberflächen von drei Fichten mit dem Rasterelektronenmikroskop untersucht (Teil C).

Teil A: Literaturstudie zur Auswahl der Probestellen für die Bodenuntersuchung (Daten bis 1988)

Die beträchtliche Immissionsbelastung im Raum Linz – insbesondere bei wind-schwachen Wetterlagen und Inversionslagen – resultiert aus den besonders vielfältigen Emissionen der zahlreichen Quellen in Verbindung mit einer für den

Luftaustausch ungünstigen Halbbeckenge-lage.

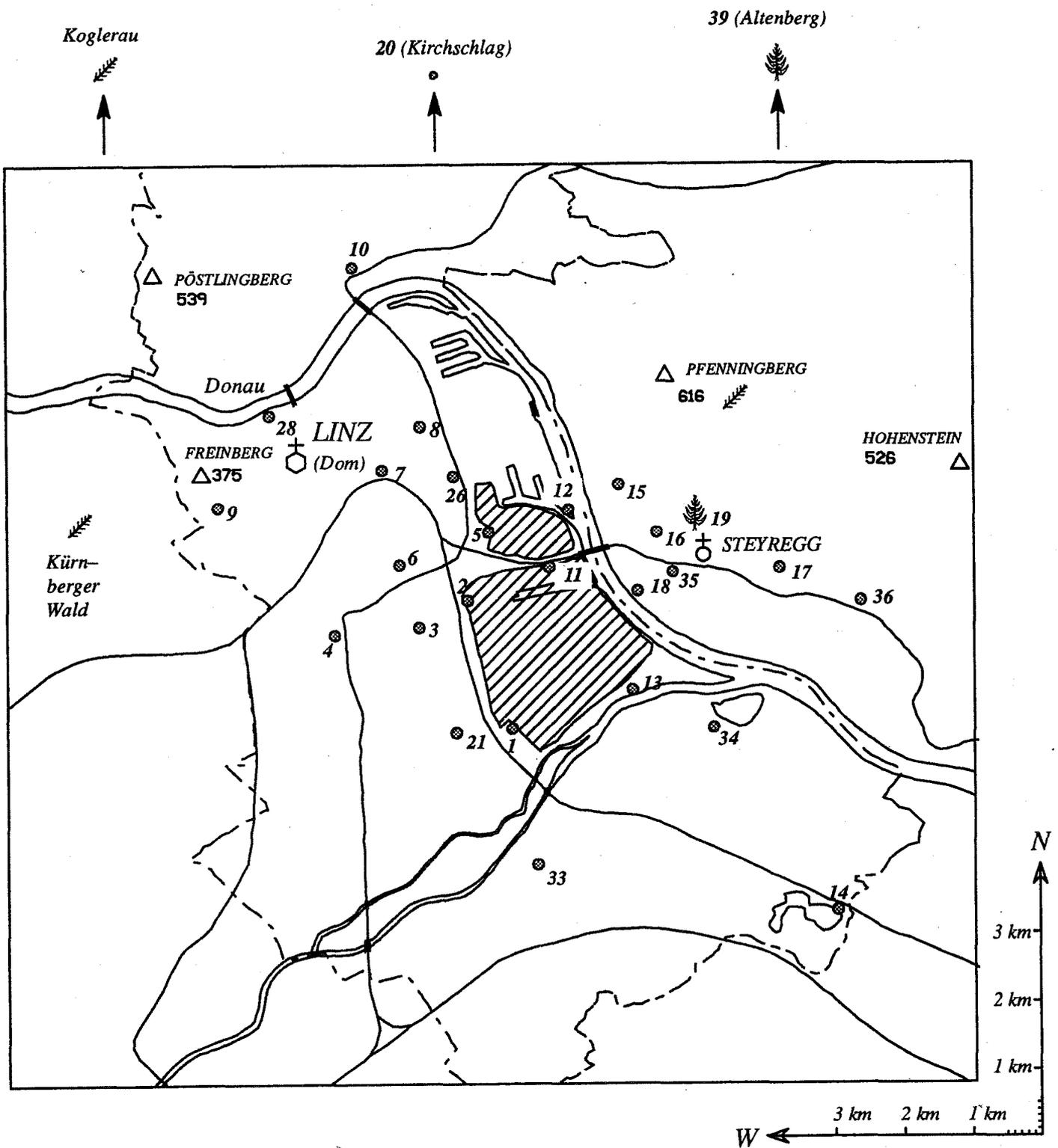
Durch Sanierungsmaßnahmen, v.a. bei Industriebetrieben, konnten in den letzten Jahren die Immissionen verschiedener Schadstoffe deutlich gesenkt werden. Weitere Anstrengungen zur Verbesserung der Luftsituation sind jedoch dringend erforderlich, auch angesichts der großen Zahl emittierter Schadstoffe. Vor allem die Schwebstaubimmissionen (mit hohen Gehalten des Schwebstaubs an Metallen und anorganischen Nichtmetallionen) sowie die Ionengehalte des trockenen und nassen Niederschlags sind außerordentlich hoch.

Auch Untersuchungen mit Methoden der Bioindikation konnten den Bedarf einer Senkung der Immissionen bestätigen. So konnte durch Flechtenkartierungen in den Jahren 1961/62, 1977, 1986–1988 eine stetige Verschlechterung der Situation im Raum Linz festgestellt werden.

Auch mit Hilfe von landwirtschaftlichen Bioindikatorpflanzen konnten im Raum Linz deutlich höhere Belastungen mit den Schadstoffen Fluor, Blei, Cadmium und Quecksilber als im übrigen Oberösterreich nachgewiesen werden.

Im Rahmen der forstlichen Bioindikation konnte der Trend einer Senkung der Fluorgehalte in den Nadeln beobachtet werden. Für Schwefel war dies trotz der Emissionsreduktionen bei SO₂ nicht der Fall.

Versucht man aufgrund der vorliegenden Untersuchungen eine grobe Zonierung der vorrangig durch industrielle Emissionen belasteten Gebiete, so gelten als stark belastet (den Hauptwindrichtungen folgend) die Gebiete um Steyregg (östlich der Industrie) sowie das Gebiet westlich bis nordwestlich der Großindustrie.



Legende:		Bodenanalysen (Teil B):	
	Industriegebiet	● Grünlandstandorte	 Waldstandorte
	Linzer Stadtgrenze		Untersuchung von Fichtennadeln (Teil C)

Probenahmestandorte des Umweltbundesamtes im Raum Linz

Der Süden von Linz weist die relativ geringsten Immissionsbelastungen auf.

Teil B: Bodenuntersuchung von Grünland- und Waldböden im Raum Linz auf Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und chlorierte Kohlenwasserstoffe

Die Böden von 26 Grünlandstandorten und 2 Waldstandorten im Raum Linz wurden auf die Belastung mit Schwermetallen, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH), polychlorierten Biphenylen (PCB), polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD/F), Hexachlorzyklohexanen (HCH) und Chlorbenzolen untersucht.

Als Beurteilungsgrundlagen dienten vorhandene Richtwerte sowie die Ergebnisse vergleichbarer Untersuchungen im In- und Ausland.

Bei den Grünlandböden wurden Mischproben der Schicht 0–5 cm entnommen, und die Waldböden wurden getrennt nach fünf Tiefenstufen untersucht. Als Waldstandorte wurden ein industrienahe Standort in Steyregg und ein Referenzstandort in Altenberg ca. 10 km nördlich von Linz gewählt.

Bei den Schwermetallen fielen zwei Standorte im Werksgelände der VÖEST durch deutliche Überschreitungen der für die Ausbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Nutzflächen in Oberösterreich gültigen Grenzwerte für die Elemente Zink, Blei und Nickel auf. Diese gefundenen Maximalwerte betragen 360 mg Zink/kg, 120 bzw. 160 mg Blei/kg sowie 82 mg Nickel/kg. Auf diesen Standorten wurde im Vergleich zu den anderen untersuchten Grünlandstandorten eine erhöhte Belastung für die

Summe der Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium gefunden.

Eine Überschreitung des Grenzwertes der oberösterreichischen Klärschlammverordnung bei Quecksilber gibt es mit 1,2 mg/kg auf einem Standort, der weitab vom städtischen Ballungsgebiet bzw. Industriegebiet liegt.

Bei einer Bewertung nach den EIKMANN-KLOKE-Werten liegen die Schwermetallgehalte aller untersuchten Standorte im 'Unbedenklichkeits-' bzw. im 'Toleranzbereich'. Der 'Toxizitätsbereich' wird in keinem Fall erreicht; Bodensanierungsmaßnahmen im Bereich der untersuchten Standorte sind daher nicht erforderlich.

Der Vergleich mit Ergebnissen anderer Bodenuntersuchungen im Raum Oberösterreich ergab allerdings für die Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Cadmium und Quecksilber Hinweise einer deutlichen anthropogen bedingten Belastung von Grünlandstandorten im Raum Linz.

Die hohen Korrelationen zwischen den Gehalten an Eisen, Mangan, Zink, Blei und Chrom und das Auftreten der höchsten Werte im VÖEST-Gelände (Stahlwerke) lassen für diese Elemente einen oder mehrere gemeinsame Emittenten im VÖEST-Gelände annehmen.

Mittels Clusteranalysen konnte festgestellt werden, daß ein Großteil der Linzer Standorte ein ähnliches Schwermetallmuster aufweist. Zwei Standorte im Industriegelände und einer nahe der VÖEST weisen ebenfalls ein ähnliches Schwermetallmuster auf, das sich von den anderen durch höhere Anteile der Elemente Zink, Blei und Mangan und durch niedrigere Anteile von Kupfer unterscheidet.

Vermutlich sind Emissionen der VÖEST für das spezifisch ähnliche Schwer-

metall-Muster dieser drei Standorte verantwortlich.

Die Auswertung der beiden Waldstandorte ergab für alle Schwermetalle eine höhere Belastung des industrienahe Standortes. Infolge der stark sauren Bodenbedingungen und des kumulativen Auftretens mehrerer Schwermetalle kann auf dem industrienahe Waldstandort in Steyregg eine pflanzentoxische Beeinflussung und eine Freisetzung von Schwermetallen in das Grundwasser nicht von vornherein ausgeschlossen werden.

Generell sollte es Ziel des Bodenschutzes sein, eine Überschreitung natürlich bedingter Schwermetallgehalte im Boden zu verhindern. Umso mehr gilt es, auf bereits höher belasteten Flächen weitere Schwermetalleinträge zu verhindern.

Die Untersuchung der Böden auf die Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) ergab folgendes:

Im städtischen Bereich und im Nahbereich der Industrie sowie auf dem Werksgelände der VÖEST wurden höhere PAH- bzw. Benzo(a)pyren(BaP)-Gehalte gefunden. Im Vergleich mit den anderen im Raum Linz untersuchten Standorten sehr hohe – für Kokereiflächen jedoch typische – PAH- bzw. BaP-Gehalte weist der Standort in unmittelbarer Nähe zur Kokerei am Werksgelände der VÖEST mit 79 mg PAH/kg (Summe von 18 Substanzen) und 4,6 mg BaP/kg auf. Die PAH- bzw. BaP-Gehalte dieses Standortes liegen bereits deutlich über dem "Holländischen Richtwert für eine nähere Untersuchung".

Auch ein Spielplatz westlich der Kokerei ist deutlich höher belastet als die anderen Standorte im Stadtgebiet. Der BaP-Gehalt erreichte mit 0,99 mg/kg fast den "Holländischen Richtwert für eine nähere

Untersuchung", und die Gesamt-PAH-Belastung (Summe von 18 Substanzen) liegt mit 24,4 mg/kg bereits deutlich darüber.

Nähere Untersuchungen, die vom Magistrat Linz aufgrund der vom Umweltbundesamt gefundenen PAH-Gehalte in Auftrag gegeben wurden, ergaben, daß auf diesem Standort und auf einem angrenzenden Kindergartengelände punktuell extrem hohe PAH- bzw. BaP-Gehalte auftreten. Das Spielplatzgelände wurde gesperrt und als Altlast der höchsten Priorität ausgewiesen; die Möglichkeiten einer Sanierung werden derzeit geprüft.

Die Untersuchung weiterer Grünlandstandorte in der Region westlich der Kokerei ergab, daß in diesem Gebiet durchwegs höhere PAH- bzw. BaP-Bodengehalte auftreten als in den übrigen Linzer Stadtteilen, wo für Ballungszentren zu erwartende Gehalte gefunden wurden.

Die niedrigsten PAH bzw. BaP-Gehalte wurden im Süden und Norden des Stadtgebietes Linz sowie zum Teil im Gemeindegebiet Steyregg gemessen, wo die Gehalte durchwegs unter den "Holländischen Referenzwerten" liegen.

Der Median der gemessenen PAH-Gehalte (Summe von 18 Substanzen) beträgt 1,45 mg/kg (Wertebereich 0,28 – 79,0 mg/kg, n = 26).

Mittels Korrelationsanalysen konnte festgestellt werden, daß zwischen fast allen untersuchten PAH sehr hohe Korrelationen (Korrelationskoeffizienten zwischen 0,9 und 1) auftreten. Dementsprechend ergab ein Vergleich der PAH-Muster der einzelnen Standorte, daß die Unterschiede zwischen den einzelnen PAH-Mustern minimal sind.

Als vorrangige Maßnahmen zur Senkung der PAH-Belastung des Raumes Linz können ein rascher Sanierungsfortschritt

der Linzer Kokerei sowie der Ersatz von Kohle- oder Koksfeuerungen in den Haushalten durch z.B. Gasheizung oder Fernwärme empfohlen werden. Auch eine Verringerung des Verkehrs von Kfz ohne Katalysator und dieselbetriebenen Fahrzeugen würde die PAH-Belastung reduzieren.

Ein Vergleich der PAH-Belastung der beiden Waldstandorte ergab erwartungsgemäß höhere Belastungen des industrienahen Standortes. Dies konnte jedoch nur für den Auflagehumus festgestellt werden. In den darunterliegenden Mineralbodenschichten sind die Gehalte der beiden Standorte ähnlich. Unter 10 cm Bodentiefe waren bei beiden Standorten nur wenige PAH und BaP generell nicht mehr nachzuweisen. PAH scheinen somit im Boden nur unbedeutend verlagert zu werden.

Bei den polychlorierten Biphenylen (PCB) wurden die 6 Kongenere nach VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) analysiert und deren Summe als "PCB-Gehalt" angegeben.

Die Untersuchung ergab, daß die überwiegende Mehrheit der Grünlandböden PCB-Konzentrationen aufweist, die den Gehalten von "unbelasteten" Böden weitgehend entsprechen. Deutlich höher belastet sind allerdings industrienahen Standorte, wobei der Maximalwert mit 95 µg/kg etwa das Zehnfache der Hintergrundbelastung beträgt. Der Richtwert für eine nähere Untersuchung nach der "Holländischen Liste" liegt jedoch um eine 10er-Potenz höher, sodaß von einer weiteren Überprüfung abgesehen werden kann. Wegen der toxikologischen Relevanz dieser Verbindungen sollten weitere Einträge von PCB verhindert werden.

Der Median der gefundenen PCB-Gehalte beträgt 14,2 µg/kg (Wertebereich 6,4 – 95 µg/kg, n=26).

Infolge gesetzlicher Beschränkungen der PCB-Verwendung in Österreich und in vielen anderen industrialisierten Staaten, der stetigen Substitution und laufend verminderten Produktion dieser Substanzen sollte die Belastung durch PCB in Zukunft abnehmen.

Einen Hauptanteil an den Gesamtgehalten haben die höherchlorierten PCB. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß die höherchlorierten PCB bereits zu höheren Anteilen in technischen PCB-enthaltenden Produkten zu finden sind als die PCB mit niedrigerem Chlorierungsgrad. Somit gelangen sie wahrscheinlich zu höheren Anteilen in die Umwelt. Außerdem sind sie durch eine geringere Verflüchtigung sowie Verlagerung und eine höhere Persistenz als die PCB mit niedrigerem Chlorierungsgrad gekennzeichnet, was eine weitere Ursache für deren höhere Anteile im Boden darstellt.

Hohe Korrelationen ergaben sich zwischen den Bodengehalten der höherchlorierten PCB-Kongenere. Die PCB mit niedrigerem Chlorierungsgrad weisen hinsichtlich der Belastungshöhe kaum Zusammenhänge mit anderen PCB-Kongeneren auf.

Mittels Mustervergleichen wurden fünf Gruppen von Standorten mit ähnlichen PCB-Mustern separiert. Auffallend ist, daß die westlich des Industriegebietes gelegenen Standorte, die vergleichsweise sowohl höhere als auch niedrigere PCB-Gehalte haben, ähnliche PCB-Muster aufweisen. Die Ursachen für die PCB-Belastung dieser Standorte dürften daher im Industriegebiet zu suchen sein.

Ein Vergleich der beiden Waldstandorte ergab erwartungsgemäß eine höhere Belastung des industrienäheren Stand-

ortes. Die Belastung nimmt von den oberen zu den unteren Bodenschichten ab. Gut nachweisbare Gehalte konnten jedoch auch in der Schicht 20–30 cm festgestellt werden – ein deutlicher Hinweis auf die Verlagerung von PCB im Boden. Besonders die Gehalte der PCB mit niedrigerem Chlorierungsgrad nehmen mit der Tiefe nicht ab.

Am industrienahe Waldstandort wurden, ähnlich wie bei anderen Schadstoffen, höhere PCB-Gehalte gefunden als am nahegelegenen Grünlandstandort.

Die Untersuchung von Böden von Grünlandstandorten im Raum Linz auf polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) ergab mit Werten zwischen 1,6 und 14,4 ng toxischen Äquivalenten (nach I-TEF-Modell) pro kg (Median 3,3 ng/kg, n=13) gegenüber Hintergrundwerten teilweise erhöhte Gehalte. Derartiges war für einen Ballungsraum zu erwarten. Der höchste Gehalt wurde in der Nähe der ehemaligen Spitalmüllverbrennungsanlage des Allgemeinen Krankenhauses gefunden. Ähnliche Werte wurden an den beiden Standorten am Prallhang zum Industriegebiet nachgewiesen.

Hohe Korrelationen konnten in erster Linie zwischen den PCDF-Homologen gefunden werden. Dagegen traten zwischen den Gehalten der einzelnen PCDD-Homologen nur vereinzelt Beziehungen auf. Zwischen der Summe der PCDD und der Summe der PCDF war eine lediglich schwache, positive Beziehung festzustellen.

Mittels Clusteranalysen wurden fünf Gruppen von Standorten mit jeweils ähnlichen PCDD/F-Mustern separiert. Auffallend ist, daß die im Raum Linz vergleichsweise höher belasteten Standorte am Prallhang zur Industrie und ein Standort im Industriegelände ähnliche PCDD/F-Muster aufweisen. Dies ist

möglicherweise auf einen für alle drei Standorte verantwortlichen, gemeinsamen Emittenten im nördlichen Industriegebiet zurückzuführen.

Die PCDD/F-Gehalte des industrienahe Waldstandortes liegen deutlich höher als jene des Referenzstandortes. Sie nehmen auf beiden Standorten mit der Tiefe deutlich ab, wobei unterhalb von 10 cm Bodentiefe PCDD/F kaum mehr nachweisbar waren. Der industrienahe Waldstandort weist höhere PCDD/F-Gehalte als ein nahegelegener Grünlandstandort auf.

Aufgrund der gemessenen Bodengehalte an PCDD/F sind keine Nutzungseinschränkungen notwendig. Die allgemeine Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes Berlin, über 5 ng toxische Äquivalente pro kg die landwirtschaftliche Nutzung einzuschränken, bezieht sich auf Nutzungen mit Bodenbearbeitung, z.B. für Salat- oder Karottenanbau. Da sich die gemessenen höheren Werte auf eine geringe Bodentiefe beziehen (0–5 cm) und sich PCDD/F in der obersten Bodenschicht anreichern, würde der PCDD/F-Gehalt nach erfolgter Bodenbearbeitung aufgrund der Durchmischung mit tieferen Bodenschichten unter dem Richtwert für die Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzung liegen.

Um eine weitere Erhöhung der Bodenbelastung hintanzuhalten, vor allem aber, um die Belastung von Nahrungs- und Futterpflanzen möglichst gering zu halten, sind Quellen, die einen Neueintrag von PCDD/F verursachen, auffindig zu machen und zu sanieren.

Die Grünlandböden des Raumes Linz weisen im Vergleich zu anderen Untersuchungen und vorhandenen Richtwerten sehr geringe Penta- und Hexachlorbenzolgehalte auf. Die festgestellten Konzentrationen liegen durchwegs im

Bereich von Hintergrundwerten. Der Median der gefundenen Chlorbenzol-Gehalte (Summe aus Penta- und Hexachlorbenzol) beträgt 150 ng/kg (Wertebereich: nicht bestimmbar bis 1428 ng/kg, n=26).

Hexachlorbenzol war generell in höheren Konzentrationen im Boden nachweisbar als Pentachlorbenzol.

Die Böden der beiden untersuchten Waldstandorte im Raum Linz weisen ähnliche Gehalte auf. Im Humus wurden jeweils höhere Konzentrationen als in den darunterliegenden Mineralböden festgestellt. Im Vergleich mit anderen Untersuchungen sind aber auch sie als gering belastet einzustufen.

Auch die Belastung der Grünlandstandorte im Raum Linz mit Hexachlorzyklohexanen (Summe aus α -, β -, γ - und δ -HCH) ist durchwegs sehr gering. Selbst die Standorte mit den im Raum Linz vergleichsweise höheren HCH-Gehalten weisen Werte auf, die deutlich unter dem Referenzwert der "Holländischen Liste" von 1000 ng/kg liegen und den Hintergrundkonzentrationen unbelasteter Gebiete entsprechen. Der Median der festgestellten HCH-Konzentrationen (Summe der 4 untersuchten Isomere) beträgt 40 ng/kg (Wertebereich: nicht bestimmbar bis 513 ng/kg, n=26).

γ -HCH (Lindan) war von den untersuchten HCH-Isomeren am häufigsten nachzuweisen.

Im Gegensatz zum Referenzwaldstandort konnten im industrienahen Waldstandort HCH-Gehalte festgestellt werden. Die Werte liegen höher als jene aller untersuchten Grünlandstandorte des Raumes Linz. Das im Boden des industrienahen Waldstandortes gefundene HCH ist in der Auflagehumusschicht und in der darunterliegenden 0–5 cm Mi-

neralbodenschicht enthalten. Darunter war HCH nicht mehr nachweisbar.

Bei einem Auflagehumusgehalt von ca. 6 μ g/kg (Summe der 4 untersuchten Isomere) des industrienahen Standortes ist aber ebenfalls noch von keiner nennenswerten Belastung zu sprechen.

Zwischen den Gehalten einzelner Metalle, der PAH und der höherchlorierten PCB konnten Korrelationen gefunden werden. Da für diese Substanzen die höchsten Gehalte nahe dem bzw. im Industriegebiet festgestellt wurden, spricht dieses Ergebnis für deren Emission innerhalb des Industriegebiets. Die PCDD/F weisen mit fast keiner anderen Substanz Korrelationen auf.

Teil C: Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen und Schwermetallanalysen von Fichtennadeln aus dem Raum Linz

Fichten haben an ihren Nadeloberflächen zum Schutz vor unkontrolliertem Wasseraustritt und Schadstoffeintritt sowie Infektion durch Krankheitserreger eine dünne Schutzschicht, die Cuticula, ausgebildet. Einen weiteren Schutz stellt die von der Cuticula nach außen hin abgeschiedene Wachsschicht dar. Die Spaltöffnungen (Stomata), die bei allen Koniferennadeln eingesenkt sind, sind die Orte, an denen ein kontrollierter Gasaustausch stattfindet. Der Raum über den Spaltöffnungen (epistomatärer Raum) ist von einem Geflecht aus Wachsröhrchen erfüllt. Schädliche Immissionseinflüsse können diese Wachstrukturen verändern und die Funktion der Spaltöffnungen beeinträchtigen.

Mit Hilfe rasterelektronenmikroskopischer Untersuchungsverfahren ist es möglich, bereits beginnende Veränderungen der Wachsschicht und der Spalt-

öffnungen zu erfassen und fotografisch zu dokumentieren. Die röntgenenergie-dispersive Mikroanalyse (EDX) ist eine zusätzliche Methode, mit der die elementare Zusammensetzung etwaiger Verunreinigungen auf den Nadeloberflächen bestimmt werden kann.

Die vorliegende rasterelektronenmikroskopische Studie an Fichtennadeln ergab, daß bei allen drei untersuchten Standorten im Raum Linz (Pfenningberg, Kürnberger Wald und Koglerau) Schädigungen der Epicuticularwachse auftreten, obwohl die Bäume laut Einzelbaumbeschreibung den Zustandsstufen 1 – 2 zugeordnet wurden, d. h. keine bis nur eine geringe Verschlechterung des Kronenzustandes aufwiesen.

Die stärksten Beeinträchtigungen der Nadeloberfläche in Form von Verkahlung des Oberflächenwachses und zum Teil starken Verklebungen der epistomatären Wachsstrukturen konnten an Proben vom Standort Pfenningberg beobachtet werden, welcher sich im direkten Einflußbereich der Industrieemissionen befindet.

Die Wachsstrukturen der Fichtennadeln aus dem Kürnberger Wald (westlich von Linz) und aus der Koglerau (nördlich von Linz–Urfahr) sind mittelstark geschädigt.

Die Oberflächen der Nadelproben aller drei untersuchten Standorte sind in gleicher Weise mit Staubpartikeln belegt. Auffällig war gegenüber einer unbelasteten Referenzprobe, daß Eisen als Metallkomponente stets im Elementspektrum auf den Linzer Fichtennadelproben zu finden war.

Die Untersuchung der Fichtennadeln auf die Gehalte einzelner Nährelemente und Schwermetalle ergab Hinweise auf eine nicht optimale Magnesium- und Kalziumversorgung der untersuchten Fichten.

Die Aluminium-, Blei- und Cadmiumgehalte liegen zum Teil über den üblicherweise anzutreffenden Gehalten, was bei den Elementen Blei und Cadmium auf Immissionseinwirkungen schließen läßt.

Die Fichtennadeln des der Industrie näher gelegenen Standortes Pfenningberg weisen etwa 3 bis 5 fach höhere Eisengehalte als die Nadeln der beiden anderen Standorte auf. Dies deutet ebenfalls auf Immissionen von Eisen hin.

Monitoring of pollutants in the Linz area (Summary)

Linz, the provincial capital of Upper Austria, and neighbouring Steyregg constitute an industrial conurbation (steel works and chemical industry) with more than 200,000 inhabitants.

It was the aim of the present study to determine the extent of soil contamination in this area by persistent, accumulating pollutants. The soils of uncultivated grassland are best suited for this purpose.

To ensure a representative selection of sampling sites previous environmental investigations of the Linz area up to 1988 were first examined and their findings summarised (section A of this study).

Section B comprises the investigation of soils taken from grassland and forest for the content of heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzodioxins and furans, hexachlorocyclohexanes and chlorobenzenes.

Finally, the surfaces of spruce needles taken from three trees were investigated with a scanning electron microscope (section C).

Section A: Literature Study to select sampling sites for soil analyses (data up to 1988)

The considerable level of air pollution in the Linz area – esp. in periods of becalmed weather and temperature inversions – is due to a great variety of pollutant emissions from many sources and the semi-basin shaped landscape unfavourable to air circulation.

In recent years technical measures, esp. at industrial plants, have been successful in reducing considerably the emissions of various pollutants. However, further efforts to improve the air quality are urgently required – taking into account also the great number of emitted pollutants. In particular, ambient air concentrations of particulate matter (with high contents of metals and inorganic

non-metal ions) as well as the ion content of dry and wet deposition are extremely high.

In addition, investigations using bioindicator methods were able to confirm the need for a reduction of ambient air concentrations. Lichen mapping, undertaken in the years 1961/62, 1977, 1986–1988, established a constant deterioration of the situation in the Linz area.

Furthermore, with the help of agricultural bioindicator plants, it was possible to detect in the Linz area levels of contamination by the pollutants fluorine, lead, cadmium and mercury that were markedly higher than levels recorded for the rest of Upper Austria.

By means of bioindication used in forestry, a trend of decreasing fluorine contents in spruce needles could be observed. For sulphur, however, this was not the case in spite of the reductions in sulphur dioxide emissions.

Using previous investigations as a basis, this area, which is predominantly polluted by industrial emissions, can be roughly divided in the following manner: following the major wind directions, the most heavily contaminated area is the one surrounding Steyregg (east of the industrial centre) as well as the area west and north west of the large industrial complexes. In the southern part of Linz the air quality is relatively better.

Section B: Investigations of grassland and forest soils in the Linz area for heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons

Soil taken from 26 grassland locations and from 2 forest sites in the Linz area was investigated for contamination by heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), polychlorinated dibenzodioxins and furans (PCDD/Fs), hexachlorocyclohexanes (HCHs) and chlorobenzenes.

Existing standards and the findings of comparable national and international studies were used to evaluate the results of this investigation.

With the grassland composite samples from the 0–5 cm layer were taken. Five layers of the forest soil were investigated separately. For forest locations, a site in Stoyregg close to industry and a reference site in Altenberg about 10km north of Linz were investigated.

In the analysis of heavy metals, two locations in the VÖEST industrial area were conspicuous for the contents of zinc, lead and nickel which clearly exceeded the limit values for the spreading of sewage sludge on agricultural acreage. The maximum values are 360 mg zinc/kg, 120 or 160 mg lead/kg and 82 mg nickel/kg. In this location increased contamination was found for the sum of the elements zinc, lead, copper, nickel, chromium and cadmium.

With a value of 1,2 mg/kg the limit value for mercury of the Upper Austrian ordinance on the use of sewage sludge on agricultural surfaces is exceeded in a location far from the conurbation.

An evaluation according to the EIKMAN-KLOKE-values shows that the heavy metal contents of all analysed soils are below the "Toxizitätsbereich" (range of toxicity); as a consequence, no soil clean-up measures are necessary at the investigated sites.

In comparison with the results of other soil investigations undertaken in Upper Austria, the contents recorded for the elements zinc, lead, copper, nickel, cadmium and mercury show an unambiguous anthropogenic contamination of the grassland sites in the Linz area.

The high correlation for the contents of iron, manganese, zinc, lead and chromium and the occurrence of the highest values in the VÖEST-area (steel works) suggest one or possibly several emission sources in the VÖEST-area.

By means of cluster analysis it was possible to establish that a majority of the investigated sites shows a similar heavy metal pattern.

Two locations in the industrial area and a playground close to the VÖEST indicate a similar heavy metal pattern. This pattern differs from the others by a higher amount of the elements zinc, lead and manganese and a lower amount of copper. Apparently, the emissions from the VÖEST are responsible for the similar heavy metal pattern found in these three locations.

The evaluation of the two forest sites revealed that the site close to the industrial centre had higher contents of all investigated heavy metals. On account of the highly acid soil conditions and the cumulative occurrence of several heavy metals, a toxicological effect on flora and a release of heavy metals into the groundwater cannot be totally excluded for the forest site at Stoyregg, close to the industrial centre.

In general, the goal of soil protection should be the conservation of the heavy metal contents normally encountered in unpolluted soil. Thus, it is still more important to prevent further inputs of heavy metals into areas that are already heavily contaminated.

Investigation of the soils for contents of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) produced the following results:

Increased contents of PAHs including benzo(a)pyrene (BaP) were found especially in the urban area and in the industrial environs as well as on the VÖEST industrial area. In comparison with other sites investigated in the Linz area, the location in the immediate vicinity of the coking plant on the VÖEST area show very high contents of PAHs and BaP, which are however typical for coking plant areas. These values were 79 mg PAHs/kg (sum of 18 substances) and 4.6 mg BaP/kg. The contents of PAHs and BaP of this site clearly exceed the "Dutch reference value for a closer investigation".

Also a playground west of the coking plant is clearly more contaminated than other locations in the city area. The BaP concentration reached 0.99 mg/kg, already verging on the "Dutch standard for a closer investigation", and, with a recorded 24.4 mg/kg, the entire contamination with

PAHs (sum of 18 substances) lies clearly above the Dutch standard.

Closer investigations commissioned by the municipal council of Linz having been informed by the Federal Environmental Agency revealed that some spots of this site and of a nearby situated kindergarden area show extremely high contents of PAHs and BaP. Both areas were closed to the public and classified as contaminated site of the highest clean-up priority; various clean-up methods for this site are currently under investigation.

The investigation of four further grassland sites in the region west of the coking plant revealed that this region shows higher contents of PAHs or BaP than the other urban areas in Linz, where concentrations typical for a conurbation were found.

The lowest concentrations of PAHs and BaP were recorded south and north of the Linz city area and in part in the community of Steyregg where the contents all lie below the "Dutch reference background value".

The median of the measured concentrations of PAHs (sum of 18 substances) is 1.45 mg/kg (range: 0.28 – 79.0 mg/kg, n=26).

By means of correlation analysis it could be established that very close correlations exist for almost all the investigated PAHs (correlation factors between 0.9 and 1). Correspondingly, a comparison of the PAH pattern of the individual sites showed minimal differences between the individual PAH patterns.

In order to reduce the contamination with PAHs in the Linz area it would be of prime importance to reorganize the Linz coking plant. Another recommendation would be a rapid replacement of domestic coal and coke heating by, e.g., gas or district heating. A reduction of cars without catalysts and of motorized diesel traffic would further decrease pollution with PAHs.

As expected, a comparison of the contamination with PAHs in the two forest sites revealed a higher pollution of the site close to industry. However, this could be established only for the raw humus. In the

underlying mineral soil layers concentrations of PAHs at the two sites were similar. Under a soil depth of 10cm PAHs could hardly be detected and BaP not at all in either location. Thus, PAHs appear to be only insignificantly translocated into the deeper layers of the soil.

In the case of the polychlorinated biphenyls (PCBs), 6 congeners were analysed according to the German VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (1985) and their sum value given as "content of PCBs".

The investigation revealed that the majority of the grassland soil samples shows concentrations of PCBs which correspond to a large extent to those found in "uncontaminated" soils. However, sites close to industry are clearly more contaminated. The maximum value of 95 µg/kg for one of these sites is about 10 times higher than the background values. Yet the standard for a closer investigation according to the "Dutch list" is about 10 times higher. Therefore there is no need for further examinations. On account of their toxicity additional inputs of these compounds should be avoided.

The median of the detected contents of PCBs is 14.2 µg/kg (range: 6.4 – 95 µg/kg, n=26).

However, contamination with PCBs is expected to decrease in the future in view of the new legislation in Austria and in many other industrial countries, and through the constant substitution and continuous reduction in the production of these substances.

The more highly chlorinated PCBs form the main part of the sum of the six investigated congeners. This is presumably due to the fact that technical products containing PCBs contain more higher chlorinated PCBs than lower chlorinated ones. Thus higher chlorinated PCBs are emitted to a greater extent to the environment than lower chlorinated PCBs. Furthermore the first are characterized by less volatility and they are less prone to translocation in soil and show a higher persistence than lower chlorinated PCBs, which is another reason why higher

contents of higher chlorinated PCBs are to be found in soil.

Close correlations emerged for the soil concentrations of the highly chlorinated PCB congeners. The less chlorinated PCBs indicate hardly any correlation with other PCB congeners.

By means of a pattern comparison five groups of locations with similar PCB patterns were separated from each other. It was striking that sites lying west of the industrial area, which had comparatively higher as well as lower values of PCBs, show similar PCB patterns. The sources of the contamination with PCBs in these locations may therefore be sought in the industrial area.

As expected, a comparison of the two forest sites revealed a higher contamination of the site lying close to industry. The contamination decreased from the upper to the lower soil layers, although detectable concentrations could even be established in the 20–30 cm layer – an indication for the translocation of PCBs in deeper soil layers. In particular, the concentration of the less chlorinated PCBs did not decrease with depth.

As with other pollutants, concentrations of PCBs in the forest site close to industry were higher than in a nearby grassland site.

The investigation of grassland soils in the Linz area with respect to polychlorinated dibenzodioxins and -furans (PCDD/Fs) produced values of between 1.6 and 14.4 ng toxic equivalents (according to the I-TEF-model) per kg (median 3.3 ng/kg, n=13) – as would be expected for a conurbation. This represents a slightly increased level in comparison with background values. The highest concentrations were found in the vicinity of the former hospital waste incineration plant of the General Hospital. Similar values were produced by the two sites on the exposed (i.e. emission receiving) slope which faces the industrial area.

Close correlations could be ascertained, especially between the PCDF homologues. On the other hand, there emerged only single correlations between the concentrations of

the individual PCDD homologues. Only a weak, positive correlation between the sums of PCDDs and PCDFs could be ascertained.

By means of cluster analyses five groups of locations with respectively similar PCDD/F patterns were separated from each other. It was striking that those locations on the exposed slope facing the industrial area, which suffer from similarly high contamination, exhibited a PCDD/F pattern which resembled that of a site in the industrial zone. This is perhaps due to one single emission source (situated in the northern part of the industrial area) which affects the three sites mentioned.

The concentrations of PCDD/Fs of the forest site close to industry lie clearly above those of the reference site. In both locations the concentrations clearly decrease with soil depth; below 10cm soil PCDD/Fs were hardly detectable. The forest site close to industry exhibits higher concentrations of PCDD/Fs than the nearby grassland site.

In light of the measured concentrations of PCDD/Fs in the soil no restrictions on its use are necessary. The general recommendation of the Federal Health Office in Berlin that beyond 5 ng toxic equivalents/kg agricultural utilization should be restricted, refers to uses which require tillage of the soil. However, the measured values concern only a shallow soil depth (0–5 cm) and the PCDD/Fs are concentrated in the uppermost soil layer. Consequently, after soil tillage the PCDD/F content would, e.g. in the case of lettuce or carrot cultivation, lie below the reference value for restrictions on agricultural usage.

In order to prevent a further increase in soil contamination, and, above all, to keep the contamination of food plants and fodder as low as possible, it is necessary to detect the sources which cause a continuous new introduction of PCDD/Fs and to reorganize these sources.

In comparison with other investigations and reference values, the grassland sites in the Linz area indicate only very small contents of penta- and hexachlorobenzene. Without exception, the determined concentrations correspond to background values. The median of the detected chlorobenzene

concentration (sum of penta- and hexachlorobenzene) is 150 ng/kg (range: not detectable to 1428 ng/kg, n=26).

In general, hexachlorobenzene was detected in higher concentrations in the soil than pentachlorobenzene.

The soils of the two investigated forest sites in the Linz area show comparatively similar concentrations, in which higher concentrations were determined for the raw humus than for the underlying mineral soil layers. However, in the light of other investigations, these soils are to be regarded as slightly contaminated.

Furthermore, the concentrations of hexachlorocyclohexanes (sum of α -, β -, γ - and δ -HCH) found in grassland sites in the Linz area are, without exception, very low. Even locations with concentrations of HCHs which are comparatively high within the Linz area, show values which clearly lie below the reference background value of the "Dutch list" of 1000ng/kg, and correspond to the background concentrations of unpolluted areas. The median of the established concentrations of HCHs (sum of the 4 investigated isomers) is 40 ng/kg (range: not detectable to 513 ng/kg, n=26).

Of the investigated HCH isomers, γ -HCH (lindane) was most frequently detected.

In contrast to the reference forest site, contents of HCHs could be established for the forest site lying near to industry. The values lie above those found in all the investigated grassland sites in the Linz area. The soil of the forest site near to industry shows detectable values of HCHs in the raw humus and in the underlying 0-5 cm mineral soil layer; below this HCHs were no longer detectable.

The concentration in the raw humus of the site lying close to industry is about 6 μ g/kg (sum of the 4 investigated isomers). Thus, this concentration is negligible.

Correlations were found between the concentrations of some metals, PAHs and the highly chlorinated PCBs. The fact that the highest concentrations of these substances

were found close to or within the industrial area, suggests that these substances are contained in emissions from the industrial area. The PCDD/Fs hardly show any correlation with other substances.

Section C: Scanning electron microscopic investigations and heavy metal analyses of spruce (*Picea abies* K.) needles from the Linz area

On the surfaces of spruce needles there is a thin protective layer, the cuticula, which is designed to prevent the uncontrolled loss of water and entry of pollutants as well as of biopathogens. A thin layer of wax exudated through the cuticula constitutes another protective barrier. The stomata are responsible for a controlled gaseous exchange. A network of wax fibres fills the area above the stomata (epistomatary space). Harmful immission influences can alter this wax structure and impair the function of the stomata.

Scanning electron microscopic techniques allow the registration and photographic documentation of the earliest changes in the wax layer and stomata. Energy dispersive X-ray microanalysis (EDX) is an additional method to analyse the composition of chemical elements of possible impurities on the needle surface.

The present scanning electron microscopic study of spruce needles revealed a damage of the epicuticular waxes in each of the three investigated sites in the Linz area (Pfenningberg, Kürnberger Forest and Koglerau) although the individual tree descriptions assigned the trees to classes 1-2, i.e. no or only very modest deterioration of the crown condition.

The most serious damage of the needle surface, in the form of erosions of the surface waxes and, in part, considerable melt-down of the epistomatary wax structures, could be observed in samples from the Pfenningberg site, which is located in the immediate area of influence of the industrial emissions.

The wax structures of spruce needles from the Kürnberger forest (west of Linz) and from

the Koglerau (north of Linz-Urfahr) are damaged to a moderate extent.

The surfaces of the needles sampled from all three locations are covered with dust particles. A comparison with a reference site showed that iron was constantly to be found as metal component in the element spectrums of the dust particles on the Linz spruce needle samples.

The investigation of spruce needles for contents of some nutrients and heavy metals

revealed that the investigated spruce trees seemed to be insufficiently supplied with magnesium and calcium. The fact that the contents of aluminium, lead and cadmium are partly higher than those usually found indicates air pollution impacts as far as lead and cadmium are concerned.

Spruce needles of the site situated closer to industry show iron contents three to five times higher than those of the other two sites under investigation. This is a further indication of iron intake.

INHALTSVERZEICHNIS

Teil A LITERATURSTUDIE

I	BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES, GEOGRAPHISCHE LAGE	1
II	METEOROLOGISCHE GEGEBENHEITEN	3
II. 1	Temperatur	3
II. 2	Inversionen	3
II. 3	Wind	4
II. 4	Niederschlag	6
II. 5	Luftfeuchtigkeit	7
II. 6	Nebel	7
III	ERKENNTNISSE AUS DEN LUFTMESSBERICHTEN	9
III. 1	Die einzelnen gemessenen Schadstoffe	11
III. 1.1	Schwefeldioxid (SO ₂)	11
III. 1.2	Staub	13
III. 1.3	Stickstoffoxide	15
III. 1.3.1	Stickstoffmonoxid (NO)	15
III. 1.3.2	Stickstoffdioxid (NO ₂)	17
III. 1.4	Kohlenmonoxid (CO)	19
III. 1.5	Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	19
III. 1.6	Ozon (O ₃)	19
III. 2	Die einzelnen Stationen im Linzer Raum	21
III. 2.1	401 – Linz–Hauserhof (seit 1977)	21
III. 2.2	402 – Steyregg – Stadt (1977 – 1984)	21
III. 2.3	403 – BH–Urfahr (seit 1977)	21
III. 2.4	404 – Traun (seit 1977)	21
III. 2.5	405 – Asten (seit 1977)	22
III. 2.6	412 Linz – Kleinmünchen (seit 1979)	22

III. 2.7	413 Linz – Ursulinenhof (seit 1979)	22
III. 2.8	414 Linz – ORF-Zentrum (seit 1979)	22
III. 2.9	415 Urfahr – 24er-Turm (seit 1982)	22
III. 2.10	416 Linz – Berufsschulzentrum (seit 1982)	22
III. 2.11	417 – Steyregg/Weih (seit 1982)	23
IV	ERKENNTNISSE AUS DER BIOINDIKATION MIT HILFE LANDWIRTSCHAFTLICHER NUTZPFLANZEN	25
IV. 1	Projekt Linz	25
IV. 1.1	Analysenergebnisse für Blei	26
IV. 1.2	Analysenergebnisse für Cadmium	27
IV. 1.3	Analysenergebnisse für Quecksilber	27
IV. 1.4	Analysenergebnisse für Fluor	27
IV. 2	Projekt Steyregg	28
IV. 2.1	Analysenergebnisse für Blei	29
IV. 2.2	Analysenergebnisse für Cadmium	29
IV. 2.3	Analysenergebnisse für Quecksilber	29
IV. 2.4	Analysenergebnisse für Fluor	29
IV. 3	Erfassung von Belastungen landwirtschaftlicher Kulturen durch gas- und staubförmige Luftverunreinigungen 1984 – 1987	30
IV. 3.1	Standardisierte Pflanzenkulturen	30
IV. 3.1.1	Analysenergebnisse für Blei	30
IV. 3.1.2	Analysenergebnisse für Cadmium	30
IV. 3.1.3	Analysenergebnisse für Quecksilber	30
IV. 3.1.4	Analysenergebnisse für Fluor	30
IV. 3.2	Feldproben	31
IV. 3.2.1	Maisblätter	31
IV. 3.2.1.1	Analysenergebnisse für Blei	31
IV. 3.2.1.2	Analysenergebnisse für Cadmium	31
IV. 3.2.1.3	Analysenergebnisse für Quecksilber	31
IV. 3.2.1.4	Analysenergebnisse für Fluor	31
IV. 3.2.2	Wiesengras	31
IV. 3.2.2.1	Analysenergebnisse für Blei	31
IV. 3.2.2.2	Analysenergebnisse für Cadmium	32
IV. 3.2.2.3	Analysenergebnisse für Quecksilber	32
IV. 3.2.2.4	Analysenergebnisse für Fluor	32

IV. 3.2.3	Zichoriensalat	32
IV. 3.2.3.1	Analysenergebnisse für Blei	32
IV. 3.2.3.2	Analysenergebnisse für Cadmium	32
IV. 3.2.3.3	Analysenergebnisse für Quecksilber	32
IV. 3.2.3.4	Analysenergebnisse für Fluor	32
V	ERKENNTNISSE AUS BODENUNTERSUCHUNGEN	33
V. 1	Allgemeine Bodenparameter	34
V. 2	Säurelösliche Metalle	34
VI	ERKENNTNISSE AUS STAUBUNTERSUCHUNGEN	35
VI. 1	Schwermetalle im Schwebstaub	35
VI. 2	Metalle, Elektrolyte und saure Komponenten im Linzer Schwebstaub	39
VI. 3	Staubniederschlag in Linz (1988)	40
VII	ERKENNTNISSE AUS KOHLENWASSERSTOFFMESSUNGEN IM RAUM LINZ/STEYREGG	41
VII. 1	Meßperiode Juli 1984 – Juli 1985	41
VII. 2	Meßperiode April 1985 – März 1986	44
VII. 3	Belastung durch wenig flüchtige und flüchtige organische Verbindungen	45
VII. 3.1	Wenig flüchtige organische Verbindungen	45
VII. 3.2	Flüchtige organische Verbindungen	45
VIII	ERKENNTNISSE AUS UNTERSUCHUNGEN ÜBER INHALTS- STOFFE IM TROCKENEN UND NASSEN NIEDERSCHLAG	47
IX	ERKENNTNISSE AUS FLECHTENKARTIERUNGEN	49
IX. 1	Flechtenkartierung 1961 und 1962	49
IX. 2	Flechtenkartierung 1977	49
IX. 3	Flechtenkartierung 1986 bis 1988	52
X	ERKENNTNISSE AUS DER FORSTLICHEN BIOINDIKATION	53
X. 1	Blatt- und Nadelanalysen im Raum Linz im Jahre 1975	53
X. 2	Forstliches Bioindikatornetz 1983 – 1987	53
XI	SCHLUSSFOLGERUNGEN	55
	LITERATURVERZEICHNIS ZU TEIL A	57

Teil B	BODENUNTERSUCHUNG VON GRÜNLAND- UND WALDBÖDEN IM RAUM LINZ AUF SCHWERMETALLE, POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE UND CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE	
I	EINLEITUNG und ZIELSETZUNG	1
II	METHODIK	3
II. 1	Auswahl der Probeflächen	3
II. 2	Probenahme	6
II. 3	Probentransport, Probenvorbereitung und Probenaufbewahrung	6
II. 4	Chemische Analysen	6
II. 4.1	Allgemeine Bodenparameter	6
II. 4.2	Schwermetalle und Makronährelemente	6
II. 4.3	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)	7
II. 4.4	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	8
II. 4.5	Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F)	9
II. 4.6	Chlorbenzole, Hexachlorzyklohexan-Isomere (HCH)	10
II. 5	Multivariate statistische Methoden	11
II. 5.1	Clusteranalysen	11
II. 5.2	Kanonische Diskriminanzanalyse	13
III	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	15
III. 1	Geologie des Untersuchungsgebietes	15
III. 2	Böden des Untersuchungsgebietes	15
III. 2.1	Allgemeines	15
III. 2.2	Die Böden der untersuchten Standorte	16
III. 3	Ergebnisse allgemeiner Bodenparameter und ausgewählter Makronährstoffe	16

III. 4	Schwermetalle	19
III. 4.1	Eisen (Fe)	22
III. 4.1.1	Allgemeines	22
III. 4.1.2	Eisen in Grünlandböden des Raumes Linz	22
III. 4.1.3	Eisen in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	24
III. 4.1.4	Zusammenfassung für Eisen	24
III. 4.2	Mangan (Mn)	25
III. 4.2.1	Allgemeines	25
III. 4.2.2	Mangan in Grünlandböden des Raumes Linz	25
III. 4.2.3	Mangan in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	27
III. 4.2.4	Zusammenfassung für Mangan	27
III. 4.3	Zink (Zn)	28
III. 4.3.1	Allgemeines	28
III. 4.3.2	Zink in Grünlandböden des Raumes Linz	28
III. 4.3.3	Zink in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	31
III. 4.3.4	Zusammenfassung für Zink	32
III. 4.4	Blei (Pb)	32
III. 4.4.1	Allgemeines	32
III. 4.4.2	Blei in Grünlandböden des Raumes Linz	33
III. 4.4.3	Blei in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	35
III. 4.4.4	Zusammenfassung für Blei	36
III. 4.5	Kupfer (Cu)	37
III. 4.5.1	Allgemeines	37
III. 4.5.2	Kupfer in Grünlandböden des Raumes Linz	37
III. 4.5.3	Kupfer in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	40
III. 4.5.4	Zusammenfassung für Kupfer	41
III. 4.6	Nickel (Ni)	41
III. 4.6.1	Allgemeines	41
III. 4.6.2	Nickel in Grünlandböden des Raumes Linz	42
III. 4.6.3	Nickel in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	44
III. 4.6.4	Zusammenfassung für Nickel	45
III. 4.7	Chrom (Cr)	45
III. 4.7.1	Allgemeines	45
III. 4.7.2	Chrom in Grünlandböden des Raumes Linz	46
III. 4.7.3	Chrom in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	48
III. 4.7.4	Zusammenfassung für Chrom	49

III. 4.8	Cadmium (Cd)	49
III. 4.8.1	Allgemeines	49
III. 4.8.2	Cadmium in Grünlandböden des Raumes Linz	50
III. 4.8.3	Cadmium in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	53
III. 4.8.4	Zusammenfassung für Cadmium	53
III. 4.9	Arsen (As)	54
III. 4.9.1	Allgemeines	54
III. 4.9.2	Arsen in Grünlandböden des Raumes Linz	55
III. 4.9.3	Arsen in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	57
III. 4.9.4	Zusammenfassung für Arsen	57
III. 4.10	Quecksilber (Hg)	58
III. 4.10.1	Allgemeines	58
III. 4.10.2	Quecksilber in Grünlandböden des Raumes Linz	59
III. 4.10.3	Quecksilber in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	61
III. 4.10.4	Zusammenfassung für Quecksilber	62
III. 4.11	Schwermetall – Gehalte der einzelnen Standorte in Bezug zum Bodengrenzwert	62
III. 4.12	Statistische Auswertungen der Schwermetallbodengehalte der Grünlandstandorte im Raum Linz	67
III. 4.12.1	Korrelationen zwischen den Bodengehalten einzelner Schwermetalle	67
III. 4.12.2	Zink/Cadmium-Verhältnisse	69
III. 4.12.3	Mustervergleiche der einzelnen Standorte für die Schwermetalle	71
III. 4.13	Zusammenfassung Schwermetalle	77
III. 5	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)	78
III. 5.1	Allgemeines	78
III. 5.2	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in Grünlandböden des Raumes Linz	81
III. 5.2.1	PAH gesamt	81
III. 5.2.2	Benzo(a)pyren (BaP)	88
III. 5.3	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	92
III. 5.4	Statistische Auswertungen der PAH-Bodengehalte der Grünlandstandorte im Raum Linz	94
III. 5.4.1	Korrelationen zwischen den Bodengehalten der einzelnen PAH	94
III. 5.4.2	Mustervergleiche der einzelnen Standorte für die PAH	96
III. 5.5	Schlußbetrachtung PAH	100

III. 6	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	101
III. 6.1	Allgemeines	101
III. 6.2	Polychlorierte Biphenyle in Grünlandböden des Raumes Linz	103
III. 6.3	Polychlorierte Biphenyle in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	108
III. 6.4	Statistische Auswertungen der PCB–Bodengehalte der Grünlandstandorte im Raum Linz	111
III. 6.4.1	Korrelationen zwischen den Bodengehalten einzelner PCB	111
III. 6.4.2	Mustervergleiche der einzelnen Standorte für die PCB	113
III. 6.5	Schlußbetrachtung PCB	117
III. 7	Polychlorierte Dibenzodioxine und polychlorierte Dibenzofurane	118
III. 7.1	Allgemeines	118
III. 7.2	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane in Grünlandböden des Raumes Linz	123
III. 7.3	Polychlorierte Dibenzodioxine und –furane in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	131
III. 7.4	Statistische Auswertungen der PCDD/F–Bodengehalte der Grünlandstandorte im Raum Linz	136
III. 7.4.1	Korrelationen zwischen den Bodengehalten der einzelnen PCDD/F–Homologen	136
III. 7.4.2	Mustervergleiche der einzelnen Standorte für die PCDD/F	138
III. 7.5	Schlußbetrachtung PCDD/F	142
III. 8	Chlorbenzole (Penta– und Hexachlorbenzol)	143
III. 8.1	Allgemeines	143
III. 8.2	Penta– und Hexachlorbenzol (HCB) in Grünlandböden des Raumes Linz	145
III. 8.3	Penta– und Hexachlorbenzol (HCB) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	147
III. 8.4	Schlußbetrachtung Chlorbenzole	149
III. 9	Hexachlorzyklohexane (HCH)	149
III. 9.1	Allgemeines	149
III. 9.2	Hexachlorzyklohexane in Grünlandböden des Raumes Linz	151
III. 9.3	Hexachlorzyklohexane in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	154
III. 9.4	Schlußbetrachtung HCH	157

III. 10	Korrelationen zwischen den Bodengehalten der einzelnen Schadstoffe	158
	LITERATURVERZEICHNIS ZU TEIL B	165
	ANHANG ZU TEIL B	175

**TEIL C RASTERELEKTRONENMIKROSKOPISCHE
UNTERSUCHUNGEN UND SCHWERMETALL-
ANALYSEN VON FICHTENNADELN AUS DEM
RAUM LINZ**

I	BEDEUTUNG VON NADELOBERFLÄCHEN FÜR DIE LUFTSCHADSTOFFINDIKATION	1
II	PROBENAHE UND STANDORTE	5
III	UNTERSUCHUNGSMETHODEN	7
III.1	Rasterelektronenmikroskop (REM)	7
III.2	Röntgenenergiedispersive Mikroanalyse (EDX)	8
IV	ERGEBNISSE	9
IV.1	Referenzstandort	9
IV.2	BIN-Standort 7/16 (Kürnberger Wald)	9
IV.3	BIN-Standort 13/13 (Pfenningberg)	10
IV.4	BIN-Standort 13/19 (Koglerau)	11
V	GEHALTE EINIGER NÄHRELEMENTE UND SCHWERMETALLE DER UNTERSUCHTEN FICHTENNADELPROBEN	13
V.I	Einleitung, Methodik	13
V.II	Ergebnisse	13
VI	SCHLUSSFOLGERUNGEN	15
VII	ABBILDUNGSTEIL	17
	LITERATURVERZEICHNIS ZU TEIL C	27

Tabellenverzeichnis Teil A

Tab. A. 1:	3
Tab. A. 2:	<i>Häufigkeit von Nebel in Abhängigkeit von der Windrichtung (Summe aus den Terminen 7.00, 14.00, 21.00), Periode 1961 – 1970 (SCHMEISS, 1974)</i>	7
Tab. A. 3:	<i>Nebelhäufigkeit in d/a im Mittel des Beobachtungszeitraumes 1961 – 1970 (SCHMEISS, 1974)</i>	7
Tab. A. 4:	<i>Zeitlich gewichtete Durchschnittswerte über den gesamten Meßzeitraum Dezember 1981 bis Mai 1983 Angaben für Staub in mg/m³, für alle Metalle in ng/m³ (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1983)</i>	36
Tab. A. 5:	<i>Zeitlich gewichtete Durchschnittswerte für Messungen im Sommerhalb- jahr (April – September), Meßzeitraum Dezember 1981 bis Mai 1983. Angaben für Staub in mg/m³, für alle Metalle in ng/m³ (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1983)</i>	37
Tab. A. 6:	<i>Zeitlich gewichtete Durchschnittswerte für Messungen im Winterhalbjahr (Oktober – März), Meßzeitraum: Dezember 1981 bis Mai 1983 Angaben für Staub in mg/m³, für alle Metalle in ng/m³ (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Immissionsschutz, 1983)</i>	37
Tab. A. 7:	<i>Stationsvergleich der Mittelwerte über den Untersuchungszeitraum Jänner 1984 bis Jänner 1985 (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1985)</i>	38
Tab. A. 8:	<i>Gesamtauswertung der Kohlenwasserstoff-Meßergebnisse der Meßgebiete Linz/Steyregg und Background (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1985)</i>	42
Tab. A. 9:	<i>Arithmetische Mittelwerte der Meßwerte von Aliphaten, Benzol, Toluol und Perchlorethylen an den einzelnen Meßstellen (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1985)</i>	43
Tab. A. 10:	<i>Gesamtauswertung der Kohlenwasserstoff-Meßergebnisse für die Meßorte Berufsschulzentrum und 24er-Turm (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1986)</i>	44
Tab. A. 11:	<i>Ioneneintragssummen durch nasse und trockene Deposition an den Stationen Steyregg und Wurzeralm für das Jahr 1988 (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1988)</i>	48

Abbildungsverzeichnis Teil A

Abb. A. 1:	<i>Ausbreitung und Reichweite von Rauchfahnen bei verschiedenen Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten (< Bft 2) im Großraum Linz, Mai – September 1973 (SCHMEISS, 1974)</i>	4
Abb. A. 2:	<i>Verteilung der Häufigkeit der Windrichtungen in den Monaten Jänner bis Dezember in Linz (Periode 1961 – 1970), (SCHMEISS, 1974)</i>	5
Abb. A. 3:	<i>Häufigkeitsverteilung der einzelnen Windrichtungen der Luftmeßstationen in Linz (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1986), Radius = 30 %</i>	6
Abb. A. 4:	<i>Luftmeßstationen im Raum Linz</i>	10
Abb. A. 5:	<i>Windabhängige Auswertung von SO₂ (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Meßbericht 4, 1986), Radius=0,150 mg/m³</i>	12
Abb. A. 6:	<i>Windabhängige Auswertung von Staub (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Meßbericht 4, 1986), Radius = 0,200 mg/m³</i>	14
Abb. A. 7:	<i>Windabhängige Auswertung der NO-Belastung (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Meßbericht 4, 1986), Radius = 0,200 mg/m³</i>	16
Abb. A. 8:	<i>Windabhängige Auswertung der NO₂-Belastung (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Meßbericht 4, 1986), Radius = 0,100 mg/m³</i>	18
Abb. A. 9:	<i>Standorte der Pflanzentestgefäße im Stadtgebiet von Linz (1986) (aus: Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1986)</i>	26
Abb. A. 10:	<i>Standorte der Pflanzengefäße im Gemeindegebiet von Steyregg (1987) (Abb. nach: Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987)</i>	28
Abb. A. 11:	<i>Probenahmestandorte der Bodenuntersuchung</i>	33
Abb. A. 12:	<i>Meßstationen der Staubuntersuchung im Raum Linz</i>	35
Abb. A. 13:	<i>Lage der Meßpunkte</i>	41
Abb. A. 14:	<i>Die Verteilung der IAP-Flechtenzonen im Raum Linz im Jahre 1977 (HOISLBAUER, 1978)</i>	51
Abb. A. 15:	<i>Forstliches Bioindikatornetz Großraum Linz 1987, Schwefel- und Fluor-gehalte im 1. Nadeljahrgang von Fichten (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1989)</i>	54

Tabellenverzeichnis Teil B

Tab. B.1:	<i>Probenahmestandorte im Raum Linz</i>	4
Tab. B.2:	<i>Analysenergebnisse ausgewählter Grundparameter und Makronährstoffe in Linzer Böden</i>	18
Tab. B.3:	<i>Schwermetall-Gehalte der Böden im Raum Linz (Gehaltsangaben bezogen auf Trockenmasse)</i>	21
Tab. B.4:	<i>Zink/Cadmium-Verhältnis der Schichten 0 – 30 cm und 60 – 90 cm von Linzer Äckern und die Verhältnisse 0 – 30/60 – 90 (berechnet nach AICHBERGER, 1989)</i>	69
Tab. B.5:	<i>PAH-Richtwerte des Holländischen "Leitfadens Bodensanierung"</i>	80
Tab. B.6:	<i>PAH-Gehalte (Summe von 18 PAH) und BaP-Gehalte der höher belasteten Standorte im Raum Linz (in mg/kg)</i>	86
Tab. B.7:	<i>PAH-Gehalte der Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)</i>	87
Tab. B.8:	<i>PAH-Gehalte in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)</i> .	94
Tab. B.9:	<i>PCB-Gehalte (6 Kongenere nach VDLUFA, Numerierung, Bezeichnung nach BALLSCHMITER und ZELL, 1980) in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)</i>	106
Tab. B.10:	<i>PCB-Gehalte (6 Kongenere nach VDLUFA, Numerierung nach BALLSCHMITER und ZELL, 1980) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)</i>	109
Tab. B.11:	<i>Äquivalenzfaktoren nach I-TEF-Modell (NATO-CCMS 1988) und BGA-Modell (UMWELTBUNDESAMT Berlin, 1985)</i>	120
Tab. B.12:	<i>Jährliche Dioxinemissionen in Österreich (Basis 1987/88). Angaben als Summe von tetra- bis oktachlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) und als I-TEF-Toxizitätsäquivalente (EQ). (aus: ORTHOFER und VESELY, 1990)</i>	122
Tab. B.13:	<i>Jährliche abschätzbare Dioxinemissionen in Österreich in g toxische Äquivalente (TE) nach dem I-TEF-Modell (SCHEIDL, in Vorbereitung, cit. nach RISS und SCHEIDL, 1990)</i>	122
Tab. B.14:	<i>PCDD/F-Gehalte der Grünlandböden (0–5 cm) im Raum Linz (in ng/kg)</i> ..	128
Tab. B.15:	<i>PCDD/F-Gehalte in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)</i>	134
Tab. B.16:	<i>Chlorbenzol – Gehalte der Grünlandböden (0–5 cm) im Raum Linz (in ng/kg)</i>	147
Tab. B.17:	<i>Chlorbenzol-Gehalte der Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)</i>	148
Tab. B.18:	<i>HCH-Gehalte der Grünlandböden (0 – 5 cm) im Raum Linz (in ng/kg)</i>	154
Tab. B.19:	<i>HCH-Gehalte der Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)</i> ...	157

Abbildungsverzeichnis Teil B

Abb. B.1:	Probenahmestandorte im Raum Linz	5
Abb. B.2:	Eisen in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in %)	23
Abb. B.3:	Eisen in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in %)	24
Abb. B.4:	Mangan in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)	26
Abb. B.5:	Mangan in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)	27
Abb. B.6:	Zink in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)	30
Abb. B.7:	Zink in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)	31
Abb. B.8:	Blei in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)	34
Abb. B.9:	Blei in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)	36
Abb. B.10:	Kupfer in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)	39
Abb. B.11:	Kupfer in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)	41
Abb. B.12:	Nickel in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)	43
Abb. B.13:	Nickel in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)	44
Abb. B.14:	Chrom in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)	47
Abb. B.15:	Chrom in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)	49
Abb. B.16:	Cadmium in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)	52
Abb. B.17:	Cadmium in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)	54
Abb. B.18:	Arsen in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)	56
Abb. B.19:	Arsen in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)	57
Abb. B.20:	Quecksilber in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)	60
Abb. B.21:	Quecksilber in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)	62
Abb. B.22:	Schwermetallgehalte der einzelnen Grünlandstandorte in Relation zum Bodengrenzwert (Oberösterreichische Klärschlammverordnung 1990)	64
Abb. B.23:	Summe der Anteile (%) vom jeweiligen Grenzwert für die Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium in Grünlandböden (0–5 cm)	66

<i>Abb. B.24: Korrelationen zwischen den Metallen</i>	68
<i>Abb. B.25: Lage der Cluster von Standorten mit ähnlichen Schwermetall-Mustern im dreidimensionalen Raum</i>	73
<i>Abb. B.26: Lage der Standorte mit ähnlichen Schwermetall-Mustern im Raum Linz</i>	74
<i>Abb. B.27: Lage der Cluster von Standorten mit ähnlichen Schwermetall-Mustern (incl. As und Hg) im dreidimensionalen Raum</i>	76
<i>Abb. B.28: Strukturformeln, Bezeichnungen und verwendete Abkürzungen der untersuchten PAH</i>	78
<i>Abb. B.29: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (Summe von 18 PAH in mg/kg)</i>	85
<i>Abb. B.30: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in Grünlandböden (0–5 cm) der höherbelasteten Standorte des Raumes Linz (Summe von 18 PAH)</i>	86
<i>Abb. B.31: Benzo(a)pyren in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)</i>	91
<i>Abb. B.32: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe von 18 PAH) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)</i>	93
<i>Abb. B.33: Benzo(a)pyren in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)</i>	93
<i>Abb. B.34: Korrelationen zwischen den PAH</i>	95
<i>Abb. B.35: Lage der Cluster von Standorten mit ähnlichen PAH-Mustern im zweidimensionalen Raum</i>	97
<i>Abb. B.36: PAH-Muster der Grünlandböden im Raum Linz. Standorte nach Zugehörigkeit zu Clustern geordnet. Angaben in % der Gesamtsumme der PAH/Standort.</i>	98
<i>Abb. B.37: Lage der Standorte mit ähnlichen PAH-Mustern im Raum Linz</i>	99
<i>Abb. B.38: Nummer, Struktur und Strukturformel der 6 analysierten PCB (aus BALLSCHMITER und ZELL, 1980)</i>	101
<i>Abb. B.39: Polychlorierte Biphenyle in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (Summe der 6 PCB nach VDLUFA in mg/kg)</i>	105
<i>Abb. B.40: Muster der 6 PCB (nach VDLUFA) der Grünlandstandorte im Raum Linz</i> ..	107
<i>Abb. B.41: Summe der 6 PCB (Summe nach VDLUFA) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)</i>	109
<i>Abb. B.42: Muster der 6 PCB (nach VDLUFA) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)</i>	110

Abb. B.43:	Korrelationen zwischen den PCB	112
Abb. B.44:	Lage der Cluster von Standorten mit ähnlichen PCB-Mustern im dreidimensionalen Raum	114
Abb. B.45:	PCB-Muster der Grünlandböden im Raum Linz	115
Abb. B.46:	Lage der Standorte mit ähnlichen PCB-Mustern im Raum Linz	116
Abb. B.47:	Strukturformeln sowie die durch Chlorsubstitution möglichen 210 Verbindungen, eingeteilt nach Chlorierungsgrad (Homologe), Isomere und Kongenere. (aus HAGENMAIER, 1989)	118
Abb. B.48:	Summe der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in ng/kg)	125
Abb. B.49:	Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane in Grünlandböden (0 - 5 cm) des Raumes Linz (in ng toxische Äquivalente/kg berechnet nach I-TEF-Modell)	126
Abb. B.50:	Homologen- und Kongeneren-Muster der PCDD/F der Grünlandböden im Raum Linz	127
Abb. B.51:	PCDD/F-Gehalte im Auflagehumus unter Buche und Fichte (REISCHL et al., 1990)	132
Abb. B.52:	PCDD/F in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz	133
Abb. B.53:	Homologen- und Kongeneren-Muster der PCDD/F in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)	135
Abb. B.54:	Korrelationen zwischen den PCDD/F	137
Abb. B.55:	Lage der Cluster von Standorten mit ähnlichen PCDD/F-Mustern im dreidimensionalen Raum	139
Abb. B.56:	PCDD/F-Muster der Grünlandböden im Raum Linz Standorte nach Zugehörigkeit zu Clustern geordnet Angaben in % der Summe der PCDD und PCDF/Standort	140
Abb. B.57:	Lage der Standorte mit ähnlichen PCDD/F-Mustern im Raum Linz	141
Abb. B.58:	Strukturformel von Hexachlorbenzol	143
Abb. B.59:	Chlorbenzole in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in ng/kg)	146
Abb. B.60:	Chlorbenzole in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg) ..	148
Abb. B.61:	Strukturformel von γ -HCH (Lindan)	149
Abb. B.62:	Hexachlorzyklohexane (Summe der 4 untersuchten Isomere) in Grünlandböden (0 - 5 cm) des Raumes Linz (in ng/kg)	152

<i>Abb. B.63: Muster der HCH–Isomere der Grünlandstandorte im Raum Linz (in ng/kg)</i>	<i>153</i>
<i>Abb. B.64: Hexachlorzyklohexane (Summe der 4 untersuchten Isomere) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)</i>	<i>155</i>
<i>Abb. B.65: Muster der HCH–Isomere zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg) ..</i>	<i>156</i>
<i>Abb. B.66: Korrelationen zwischen den Metallen und den PAH</i>	<i>159</i>
<i>Abb. B.67: Korrelationen zwischen den Metallen und den PCB</i>	<i>160</i>
<i>Abb. B.68: Korrelationen zwischen den Metallen und den PCDD/F</i>	<i>161</i>
<i>Abb. B.69: Korrelationen zwischen den PCB und den PAH</i>	<i>162</i>
<i>Abb. B.70: Korrelationen zwischen den PAH und den PCDD/F</i>	<i>163</i>
<i>Abb. B.71: Korrelationen zwischen den PCB und den PCDD/F</i>	<i>164</i>

Tabellenverzeichnis Teil C

Tab. C.1:	Nährelement- und Schwermetallgehalte der Fichtennadelproben aus dem Raum Linz (in mg/kg)	13
-----------	--	----

Abbildungsverzeichnis Teil C

Abb. C.1:	Querschnitt durch einen Spaltöffnungsapparat einer Fichtennadel.	2
Abb. C.2:	Lage der Probenahmebäume im Raum Linz	6
Abb. C.3:	Signalauslösung im REM	7
Abb. C.4:	Fichtennadel-Referenzstandort Innervals, 1. NJg.: Der epistomatäre Raum ist von einem dichten kristallin strukturierten Wachsgeflecht erfüllt. Vergrößerung: 1400x	19
Abb. C.5:	Fichtennadel-Referenzstandort Innervals, 2. NJg.: Am Rand der Spaltöffnung ist eine beginnende Wachsaggregation zu erkennen (Pfeile). Das epistomatäre Wachs weist kristalline Strukturen auf. Vergrößerung: 1400x	19
Abb. C.6:	Fichtennadel-Kürnberger Wald, 1. NJg.: Das epistomatäre Wachs ist kristallin strukturiert, das Oberflächenwachs weist lokale Verschmutzungen auf (Pfeil). Vergrößerung: 1400x	20
Abb. C.7:	Fichtennadel-Kürnberger Wald, 2. NJg.: Das Nadelwachs ist kaum mehr ausgebildet, zahlreiche Verunreinigungen bedecken die Oberfläche (Pfeile). Vergrößerung: 1400x	20
Abb. C.8:	EDX-Spektrum zu Abb. C.7. Die Staubaufgabe der Nadeln aus dem Kürnberger Wald setzt sich aus den Elementen Al, Si, K, Ca, Fe und Zn zusammen. Auffällig ist der große Fe-Peak	21
Abb. C.9:	Fichtennadeln-Kürnberger Wald, 3. NJg.: Das epistomatäre Wachs (Pfeil) ist stark verklebt, zahlreiche Staubpartikel bedecken die Nadeloberfläche. Vergrößerung: 2000x	21
Abb. C.10:	Fichtennadel-Pfenningberg, 1. NJg.: Das epistomatäre Wachs ist bereits teilweise verklebt (Pfeil), das Oberflächenwachs bildet länglich-fädige Strukturen. Vergrößerung: 1400x	22
Abb. C.11:	Fichtennadel-Pfenningberg, 2. NJg.: Die beobachteten Veränderungen der Nadelwachse sind mit denjenigen des 1. NJg. des selben Raumes vergleichbar (vgl. Abb. C.10) Vergrößerung: 700x	22
Abb. C.12:	Fichtennadel-Pfenningberg, 3. NJg.: Das epistomatäre Wachs bildet über vielen Spaltöffnungen amorphe Wachspfropfen aus. (Pfeile). Vergrößerung: 560x	23

- Abb. C.13: EDX-Spektrum der Staubauflage von Nadeln des Standortes Pfenningberg. Bei allen durchgeführten Analysen waren der Fe- und Zn-Peak auffällig. . . . 23*
- Abb. C.14: Fichtennadel-Koglerau, 1. NJg.: Das epistomatäre Wachs ist als dichtes Geflecht aus kristallinen Strukturen ausgebildet und scheint weitgehend gesund zu sein. Vergrößerung: 1400x 24*
- Abb. C.15: Fichtennadel-Koglerau, 2. NJg.: Über den Spaltöffnungen ist das Wachs bereits teilweise verschmolzen (Pfeile): das Oberflächenwachs zeigt beginnende Erosion. Vergrößerung: 940x 24*
- Abb. C.16: Fichtennadel-Koglerau, 2. NJg.: Das epistomatäre Wachs ist amorph (Pfeil), die gesamte Nadeloberfläche ist von Staubpartikeln bedeckt. Vergrößerung: 1400x 25*
- Abb. C.17: EDX-Spektrum zu Abb. C.16: Die Staubauflage der Nadeln vom Standort Koglerau setzt sich, wie die der beiden anderen untersuchten Standorte, aus den Elementen Al, Si, K, Ca, und Fe zusammen. 25*

Vorbemerkung

Der industrielle und urbane Ballungsraum Linz gilt als ein durch Schadstoffimmissionen stark beeinflusstes Gebiet. In der vorliegenden Studie wird ein Überblick über die Umweltsituation in dieser Region gegeben.

Die bislang vorliegende Literatur zur Umweltsituation im Raum Linz wird zusammenfassend dargestellt (Teil A), Böden wurden auf die Gehalte von langlebigen Schadstoffen untersucht (Teil B) und rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen sowie Schwermetallanalysen von Fichtennadeln wurden durchgeführt (Teil C).

Die Studie ist insofern von einem über die Region hinausgehenden Interesse, als erstmals in Österreich in einem großindustriellen Ballungsraum eine umfassende Untersuchung von anorganischen und organischen Schadstoffen in Böden durchgeführt wurde. Insbesondere über organische Schadstoffe liegen bisher in Österreich nur wenige Daten vor. In Waldbodenprofilen wurde diese Schad-

stoffgruppe in Österreich noch nicht analysiert. Über organische Schadstoffe in Waldböden sind auch international nur wenige Untersuchungen bekannt.

Aufgrund erster, im Rahmen dieser Studie erhaltenen Ergebnisse, wurden in den als stärker belastet ausgewiesenen Gebieten detailliertere Untersuchungen durchgeführt und entsprechende Maßnahmen gesetzt. Zur Identifizierung von Emittenten wurden von den zuständigen Stellen Emissionsmessungen veranlaßt.

An dieser Stelle wird dem Magistrat Linz (Amt für Umweltschutz, Naturkundliche Station, Planungsamt), dem Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Abteilung für Immissionsschutz, Forstdirektion, Abteilung für Raumplanung) sowie der Bundesanstalt für Agrarbiologie für die großzügige Bereitstellung von Unterlagen und der VOEST Linz für das Entgegenkommen bei der Probenahme auf dem Betriebsgelände gedankt.



Teil A LITERATURSTUDIE

I BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES, GEOGRAPHISCHE LAGE

Das untersuchte Gebiet umfaßt das Stadtgebiet Linz, Steyregg und als Referenzpunkte Kirchsschlag sowie Altenberg. Das Linzer Becken liegt auf einer Höhe von ca. 260 m und wird im Nordwesten durch die südlich der Donau gelegenen Ausläufer des Böhmisches Massives, den Kürnbergerwald, im Norden durch den Pöstlingberg, Lichtenberg, Magdalenberg, Hagerberg und im Osten durch den Pfenningberg halbkreisförmig eingeschlossen.

Im Süden bis Südwesten der Stadt schließt die Traun-Enns-Platte an, eine Tiefebene mit vorrangig landwirtschaftlicher Nutzung.

Unter den südlichen Ausläufern des Pfenningberges, östlich der Linzer Großindustrie, liegt die Stadt Steyregg.

Schon vor bzw. während des 2. Weltkrieges begann sich die Landeshauptstadt Linz zu einem industriellen Ballungsraum zu entwickeln. Vor allem die Gründung der Stickstoffwerke AG (Chemie Holding AG) – mit Düngemittelproduktion, Erzeugung von Pharmazeutika, Kunstfaserprodukten, Pflanzenschutzmitteln, Ammoniumnitrat, Melamin, Molan, Phthalsäure und verschiedenen Spezialchemikalien – und der VÖEST Alpine AG – mit Koks-Erzeugung, Aufschluß von Erzen zu Roheisen und Weiterverarbeitung zu diversen Stahl-Halb- und Fertigprodukten – bewirkte einen starken wirtschaftlichen Aufschwung, ein Ansiedeln weiterer Klein- und Mittelbetriebe und eine rege Siedlungstätigkeit.

Heute hat Linz ca. 200.000 Einwohner. Zahlreiche Betriebe – allen voran die VÖEST Alpine AG und Chemie Holding AG – Hausbrand und das starke Verkehrsaufkommen tragen zu einer beträchtlichen Emission von Schadstoffen bei. Ungünstig wirkt sich noch dazu die orographische Situation der Stadt aus, eine "Halbbeckenlage" von Nordwesten bis Osten. Bei Ost-Winden, Calmen und Inversionen ist die Stadt Linz somit stark von Immissionen betroffen (die Großindustrie liegt im Osten des Stadtgebietes).

Östlich des Industriegebietes im Raum Steyregg traten sehr früh nach Gründung der beiden Großbetriebe Rauchschäden im Wald auf (FLATSCHER, 1952; HUFNAGL, 1957).

Mit Zunahme der Bedeutung des Umweltschutzes und des Interesses einer Vermeidung bzw. Verminderung von Emissionen entstanden Kontrolleinrichtungen zur Überwachung der Linzer Luftsituation und wurden zahlreiche Arbeiten über die Immissionssituation diverser Schadstoffe in Linz und Umgebung geschrieben.

Um einen Überblick über die Belastungssituation des Raumes Linz zu erhalten, wurden die wesentlichen Ergebnisse der einzelnen Studien – speziell im Hinblick auf die lagemäßige Auswahl von Probestellen für die Bodenuntersuchung (Teil B) – ausgearbeitet und werden im Rahmen der Literaturstudie (Teil A) vorgestellt.

II METEOROLOGISCHE GEgebenHEITEN

Nach der Klimaformel von Köppen zählt Linz geographisch-klimatologisch gesehen zum Cfb-Klima (LAUSCHER et al., 1959). Dieses ist ein feuchttemperiertes, warm gemäßigtes Regenklima, wobei C: kältester Monat zwischen $+18^{\circ}\text{C}$ und -3°C , f: in allen Monaten Niederschlag und b: Temperatur des wärmsten Monats unter $+22^{\circ}\text{C}$, aber mindestens 4 Monate über $+10^{\circ}\text{C}$ bedeutet.

II. 1 Temperatur

In nachstehender Tabelle sind die Monats- und Jahreslufttemperaturmittel der beiden meteorologischen Stationen Linz-Stadt und Enns (liegt auf gleicher Höhe wie Linz und ebenso im oberösterreichischen Zentralraum) angeführt.

Tab. A. 1:

Monat	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	
	Linz-Stadt	Enns
Jänner	-2,1	-2,9
Februar	0,8	0,2
März	3,8	3,2
April	10,3	9,9
Mai	13,3	13,2
Juni	17,5	17,3
Juli	18,6	17,4
August	17,5	17,4
September	15,0	14,6
Oktober	9,9	9,3
November	4,6	4,1
Dezember	-1,2	-1,8
Jahresmittel	9,0	8,6

aus: Die Niederschläge, Schneeverhältnisse, Luft- und Wassertemperatur in Österreich im Zeitraum 1961 - 1970

Dabei zeigt sich der Einfluß des "Stadt-Klimas" deutlich. In den Wintermonaten (XII-III) sind die Werte in Linz um durchschnittlich $0,6^{\circ}\text{C}$ höher. Im Sommer (außer Juli) sind die Differenzen geringer.

II. 2 Inversionen

Die häufigsten Inversionen treten im Raum Linz in den Herbst- und Wintermonaten, von den Abend- bis in die Morgenstunden reichend, auf. Auch im Sommer treten in den Morgenstunden häufig Inversionen auf (bedingt durch die Beckenlage), die sich mit zunehmender Tageserwärmung rasch wieder auflösen (SCHMEISS, 1974).

An der Obergrenze (Sperrschicht) der Inversion sammeln sich die Emissionen von Industrie, Hausbrand und Verkehr infolge des verhinderten Luftaustausches zwischen bodennahen Luftschichten und freier Atmosphäre.

Abb. A.1 gibt die Ausbreitung und Reichweite von Rauchfahnen bei Inversionswetterlagen bei verschiedenen Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten (< Beaufort 2) im Großraum Linz wieder (Ergebnisse von 20 Kartierungen). Wie aus der Karte zu ersehen ist, folgen die Rauchfahnen weitestgehend den geländebedingten Becken, Talzügen und Senken. Durch die große Anzahl von Industrieanlagen im Nahbereich von Linz sind die Emissionen so stark, daß bei stabilen und windschwachen Inversionslagen die Rauchfahnen (kenntlich durch Luftverfärbung - bräunlich, rötlich, gelblich) bis gegen Lambach (40 km entfernt) reichen (4.9.1973).

Die mittlere Obergrenze der Rauchfahnen (= Sperrschicht der Inversion) lag bei 230 m (20 Messungen), die Maximalhö-

he bei 300 m und die geringste Höhe bei 150 m über dem Stadtgebiet (260 m) (SCHMEISS, 1974).

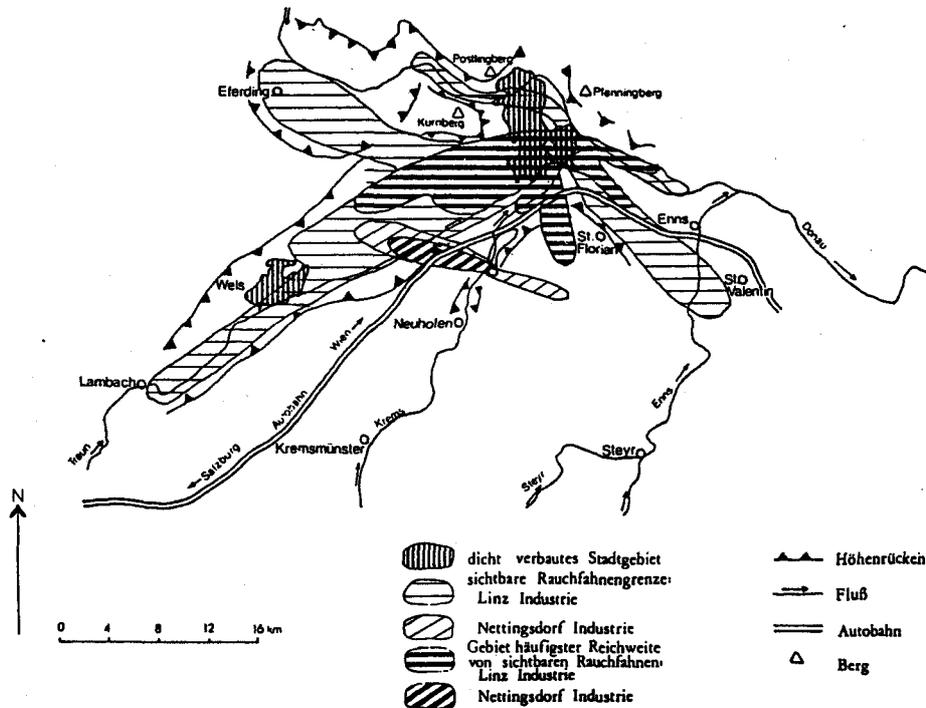


Abb. A. 1: Ausbreitung und Reichweite von Rauchfahnen bei verschiedenen Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten (< Bft 2) im Großraum Linz, Mai-September 1973 (SCHMEISS, 1974)

II. 3 Wind

Der oberösterreichische Zentralraum liegt großklimatisch gesehen in der Westwindzone. Im Vergleich zu den anderen meteorologischen Stationen des oberösterreichischen Zentralraumes zeigt sich, daß Linz zu den windschwächsten Gebieten zählt. Die Windstärken 1 oder 2 überwiegen bei allen aufgetretenen Windrichtungen bei weitem.

Dies ist einerseits durch die Beckenlage von Linz und andererseits durch die große Anzahl von Hochbauten (erhöhte Reibungsfläche), und somit durch Verminderung der Windgeschwindigkeit, bedingt.

Windgeschwindigkeiten < 4 m/sec. (Beaufort 1 und 2) besitzen kaum eine Turbulenz und nehmen somit den Charakter einer laminaren Strömung an. Das bedeutet, daß die besonders schwachen Südost- und Ost-Winde, die für Linz eine bedeutsame Rolle spielen, da sie vom Industriegebiet stark verunreinigte Luft über die Stadt verfrachten, schwach durchmischt werden (SCHMEISS, 1974; WEISZ und FRENZEL, 1961).

Aus Abb. A.2 ist die Verteilung der Häufigkeit der Windrichtungen in den Monaten Jänner bis Dezember, sowie die Anzahl der Calmen ersichtlich (jeweils aus 3 Messungen 7.00, 14.00, 21.00).

Dabei zeigt sich, daß die Hauptwindrichtung West ist, gefolgt von Südwest-Richtung und Ost- bzw. Südost-Winden. Östlich der Großindustrie liegt die Stadt Steyregg, womit deren hohe Immissionsbelastung, verstärkt durch das östlich angrenzende Böhmisches Massiv als "Stauzone", verständlich wird.

Weiters ist in Abb. A.2 die hohe Anzahl von Calmen-Tagen ersichtlich (bis zu 1/3 des Monats), vor allem im August, September und Oktober. An solchen windstillen Tagen ist die Gefahr großer Konzentrationen von Luftverunreinigungen, besonders im Herbst und Winter, groß (SCHMEISS, 1974).

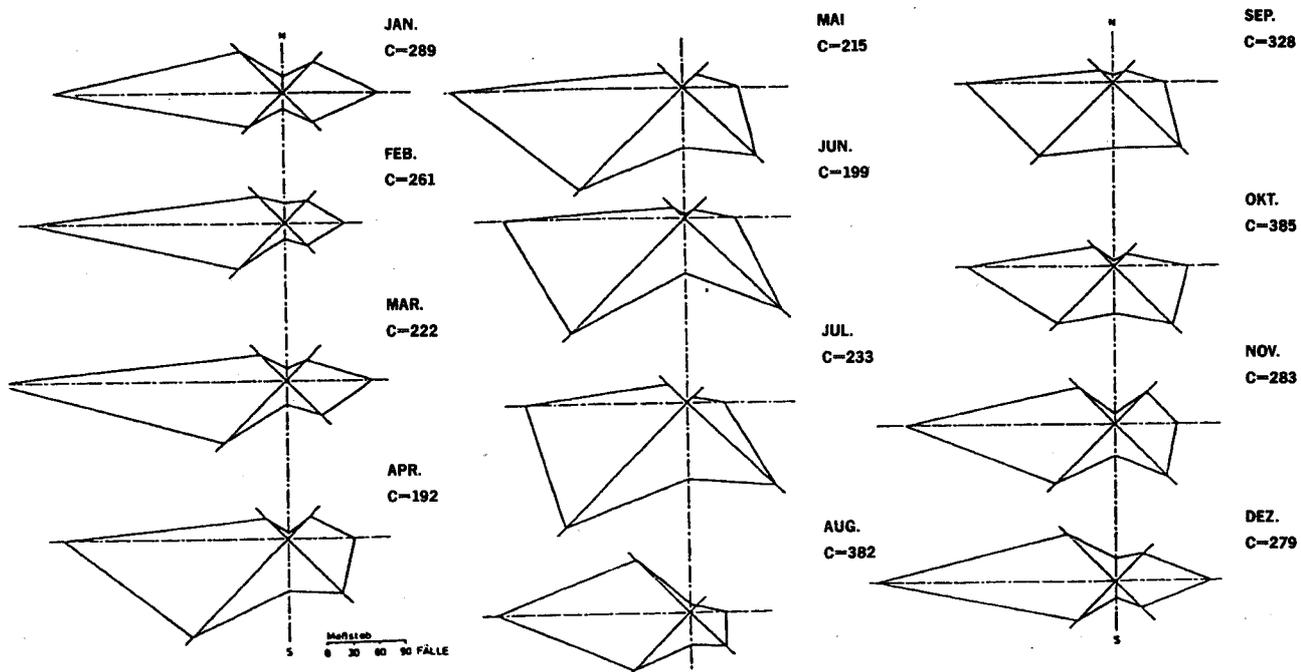


Abb. A. 2: Verteilung der Häufigkeit der Windrichtungen in den Monaten Jänner bis Dezember in Linz (Periode 1961 - 1970), (SCHMEISS, 1974)

Betrachtet man Abb. A.3 "Häufigkeitsverteilung der einzelnen Windrichtungen der Luftmeßstationen in Linz", so wird ersichtlich, daß der Wind mehr oder weniger starken Ablenkungen ausgesetzt ist. Dies ist bedingt durch die besondere morphologische Situation des Linzer Raumes, die Turbulenzen von Luftströmungen an Hochbauten und die Stadt-Umland-Zirkulation, hervorgeru-

fen durch den Wärmeüberschuß der Stadt (kühle Luft vom Land ersetzt die aufsteigende Warmluft).

Demnach erfährt der Südwest- bzw. West-Wind eine Drehung in einen West- bzw. Nordwest-Wind (vgl. Stationen westlich der Donau mit Station Steyregg). Dies geht auch aus Messungen der Klimastation Enns (Hauptwindrichtung

NW), die 20 km donauabwärts liegt, hervor (SCHMEISS, 1974). Auffallend ist, daß bei fast allen Stationen Windstille

häufiger auftritt, als jede der einzelnen Windrichtungen.

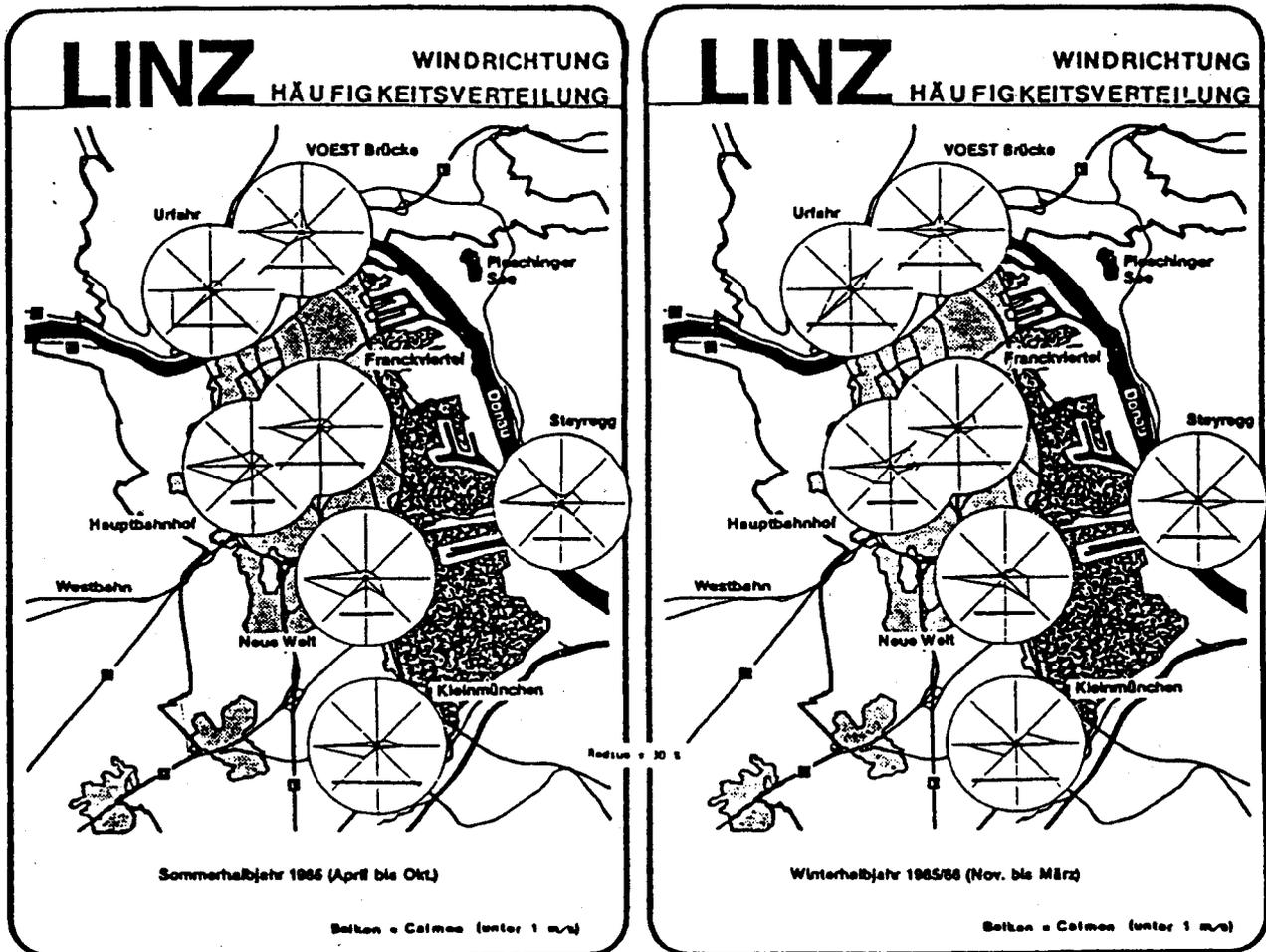


Abb. A. 3: Häufigkeitsverteilung der einzelnen Windrichtungen der Luftmeßstationen in Linz (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1986), Radius = 30 %

II. 4 Niederschlag

Die regenbringenden Winde wehen in Oberösterreich hauptsächlich aus dem Westen bis Nordwesten.

Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 843 mm (1901 – 1975, 69 Stationen) bzw.

bei 741 mm (1971 – 1975). Die Hauptniederschlagszeiten liegen im Sommer, gefolgt von Frühjahr, Herbst und Winter. Linz weist durchschnittlich 26 Schnee- und Hageltage pro Jahr auf (STARKE, 1983).

II. 5 Luftfeuchtigkeit

Die relative Luftfeuchtigkeit ist erwartungsgemäß im Frühjahr und Sommer niedriger als im Herbst und Winter. Das Jahresmittel der Station Linz-Stadt liegt bei 77 % (Meßstation der Zentralanstalt

für Meteorologie und Geodynamik, 1961 – 1970). In der Freilandstation Enns und Hörsching wurden etwas höhere Werte gemessen.

II. 6 Nebel

Im oberösterreichischen Zentralraum überwiegen die Boden- und Hochnebel (Strahlungsnebel) gegenüber den Advektionsnebeln (Warmluft über kalter Oberfläche), (SCHMEISS, 1974).

Bei Windstille tritt an allen Stationen die größte absolute und relative Nebelhäufigkeit auf.

In Tab. A.2 wird ersichtlich, daß für Linz der Oktober der nebelreichste Monat ist, und vor allem die für das Stadtgebiet bedeutenden Ost- und Südost- Winde (Verfrachtung der Emissionen über die Stadt) eine hohe Nebelhäufigkeit haben. Für Steyregg wirkt sich die hohe Nebelhäufigkeit bei West-Wind ungünstig aus.

Tab. A. 2: Häufigkeit von Nebel in Abhängigkeit von der Windrichtung (Summe aus den Terminen 7.00, 14.00, 21.00), Periode 1961 – 1970 (SCHMEISS, 1974)

Linz	JAN	FEB	MAR	APR	MAI	JUNI	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ	JAHR
N	2	1								1		3	7
NE	5	3								1	6	1	16
E	12	1	7	1	2	1			3	4	11	11	53
SE	8		1	1	2				5	12	7	7	43
S	1	1		2					3	6	2	1	16
SW	4		2	1		1	1	1	1	2	5	5	23
W	10	5	6		1	1			1	11	7	9	51
NW	7								1	1	2	10	21
C	76	36	28	10	8	3	7	4	36	97	58	77	440
													670

Aus lufthygienischen (Smogbildung) und bioklimatischen Gründen ist die Andauer des Nebels von Bedeutung. Dabei zählt Linz zu den Gebieten mit größter Häufigkeit zwei- bzw. mehrtägiger Nebel innerhalb des oberösterreichischen Zentralraumes (SCHMEISS, 1974).

Aus Tab. A.3 wird ersichtlich, daß die Anzahl der Tage mit Nebel nahe der Flüsse sich deutlich häuft und mit zunehmender Höhe stark abnimmt.

Tab. A. 3: Nebelhäufigkeit in d/a im Mittel des Beobachtungszeitraumes 1961 – 1970 (SCHMEISS, 1974)

Station	Häufigkeit	Station	Häufigkeit
Linz-Stadt	51,5	Weingartshof	54,7
Pöstlingberg	22,1	Ebelsberg	108,1
Scharlinz	62,4	Hörsching	81,1
Heilham	38,9		

III ERKENNTNISSE AUS DEN LUFTMESSBERICHTEN

(nach: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1980, 1981b, 1984, 1986b, c, 1987, 1988b)

Einleitend wird darauf hingewiesen, daß sich der Vergleich zwischen den Schadstoffbelastungen der einzelnen Luftmeßstationen und den einzelnen Jahren – wenn nicht anders vermerkt – auf Langzeitmittelwerte bezieht, die ökologisch weniger aussagekräftig sind als die Kurzzeitwerte. Um einen groben Überblick der über längere Zeit weniger und stärker belasteten Gebiete des Linzer Raumes im Hinblick auf die Auswahl von Probestellen für die Bodenuntersuchungen (Teil B) zu bekommen, waren diese Informationen jedoch ausreichend.

Weiters ist zu vermerken, daß sich der Vergleich mit Grenzwerten auf die Oberösterreichische Luftreinhalteverordnung bezieht, da die Angaben aus den Jahresberichten des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung entnommen wurden. Seit 1987 gibt es gesamtösterreichische Immissionsgrenzwerte für folgende Luftschadstoffe:

Schwefeldioxid (SO₂) in Verbindung mit

Staub:

Tagesmittelwert 0,2 mg SO₂/m³

Halbstundenmittelwerte 0,2 mg SO₂/m³
drei Halbstundesmittelwerte pro Tag bis zu einer Konzentration von 0,5 mg SO₂/m³ gelten nicht als Überschreitung des Halbstundenmittelwertes

Kohlenmonoxid (CO):

8– Stundenmittelwert 10 mg CO/m³

1– Stundenmittelwert 40 mg CO/m³

Stickstoffdioxid (NO₂):

Halbstundenmittelwert 0,2 mg NO₂/m³

Eine Bewertung der Luftmeßwerte sowohl nach Bundes– als auch nach Landesgrenzwerten ergab für das Jahr 1988, daß mit Ausnahme von SO₂ an weitgehend denselben Stationen des Raumes Linz Grenzwertüberschreitungen auftraten. Die Bundesgrenzwerte für SO₂ wurden in diesem Jahr nur an einer Meßstelle überschritten, während die Landesgrenzwerte dagegen an vielen Luftmeßstationen überschritten wurden.

Folgende Luftmeß-Stationen sind im Raum Linz eingerichtet:

- 401 – Linz-Hauserhof
- 402 – Steyregg-Stadt (1984 aufgelassen)
- 403 – BH-Urfahr
- 404 – Traun
- 405 – Asten
- 412 – Linz-Kleinmünchen
- 413 – Linz-Ursulinenhof
- 414 – Linz-ORF-Zentrum
- 415 – Urfahr-24er-Turm
- 416 – Linz Berufsschulzentrum
- 417 – Steyregg/Weih
- 419 – Pöstlingberg (reine Meteorologiemessstelle)

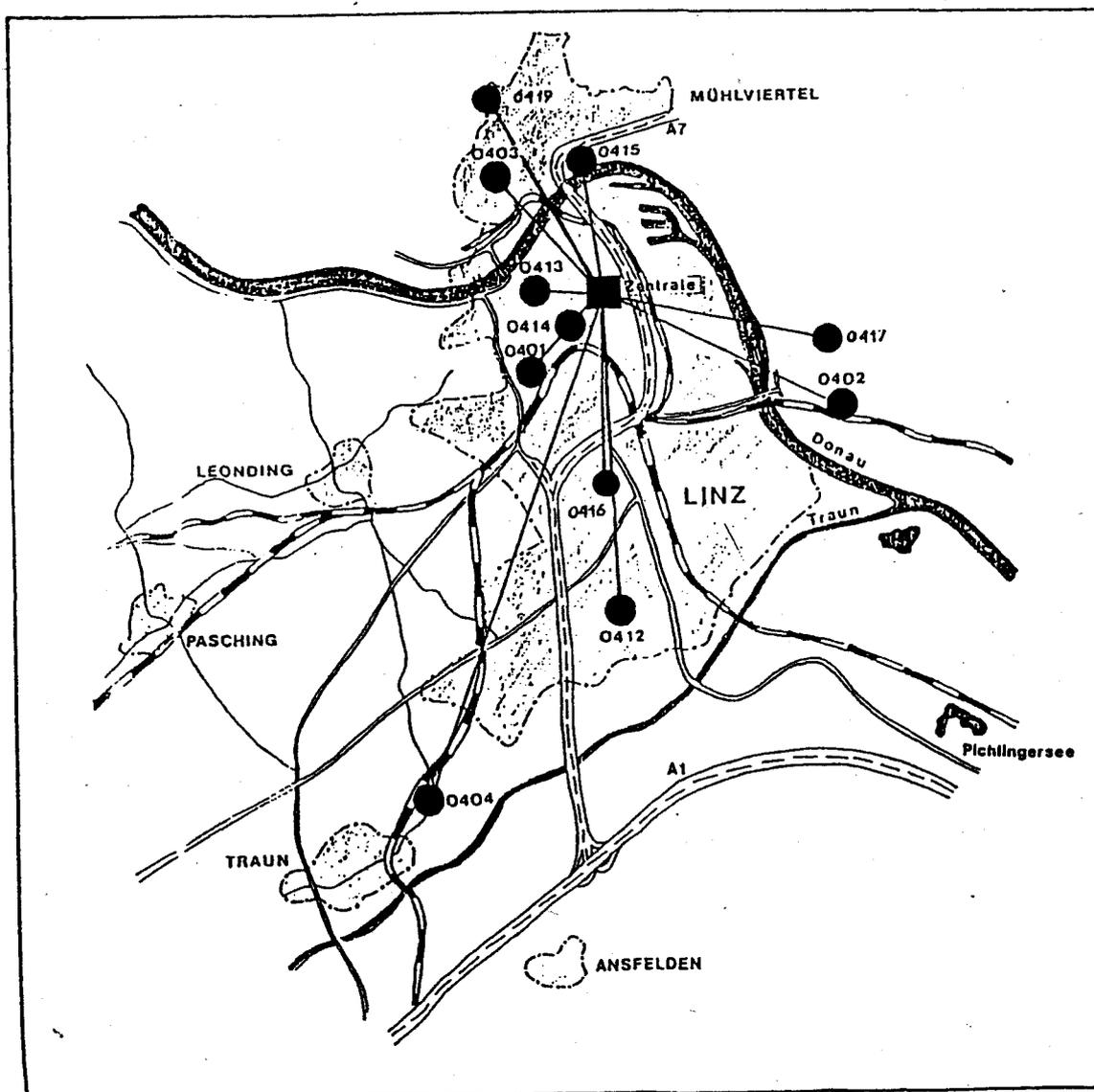


Abb. A. 4: Luftmeßstationen im Raum Linz

III. 1 Die einzelnen gemessenen Schadstoffe

III. 1.1 Schwefeldioxid (SO₂)

Nach einem Absinken des SO₂-Gehaltes von 1979 – 1983, wurde ab 1984 wieder ein Anstieg beobachtet. 1987 nahm die SO₂-Belastung der industrienahen Stationen wieder ab. Vor allem aber im Jahr 1988, wo ein Rückgang der Werte gegenüber 1987 auf ungefähr die Hälfte festgestellt wurde, nahmen die SO₂-Jahresmittelwerte der einzelnen Stationen deutlich ab.

Beim Vergleich mit den Grenzwerten der Oberösterreichischen Luftreinhalteverordnung zeigte sich für das Jahr 1987 folgendes:

Langzeitgrenzwerte (arithmetisches Mittel der Halbstundenmittelwerte je Monat, Sommer: 0,03 mg/m³, Winter: 0,06 mg/m³) wurden in den Stationen 401, 404, 405, 412, 413, 414, 415, 416, 417 überschritten.

Kurzzeitgrenzwerte (97,5 Perzentil, Sommer: 0,07 mg/m³, Winter: 0,15 mg/m³) wurden in den Stationen 401, 403, 404, 405, 412, 413, 414, 415, 416, 417 überschritten.

Tagesmittelwert-Grenzwerte (Sommer: 0,05 mg/m³, Winter: 0,10 mg/m³) wurden überall mindestens an einem Tag überschritten.

Halbstundenmittelwert-Grenzwerte: (Sommer: 0,14 mg/m³, Winter: 0,30 mg/m³) wurden in den Stationen

401, 403, 404, 413, 414, 415, 416, 417 überschritten.

Die durchschnittlich am stärksten belasteten Stationen (April 1984 – Mai 1986) waren Linz-Berufsschulzentrum und Linz ORF-Zentrum. Dabei waren die SO₂-Werte der Station ORF-Zentrum im Sommer höher als an allen anderen Stationen. Dies gilt auch für das Jahr 1987 bzw. die Jahre vor 1984.

Zu den ebenfalls stärker belasteten Stationen während der Sommermonate zählen Hauserhof, Ursulinenhof, Steyregg/Weih. Asten und Traun wiesen im Raum Linz die niedrigsten Belastungen für SO₂ im Sommer auf.

Die Stationen in Urfahr und Kleinmünchen waren, die Jahresmittelwerte betrachtet, deutlich geringer belastet als die zentrums- und industrienahen Meßstellen. Hohe Jahresmittelwerte wiesen auch die Stationen des Magistrates Linz Sternstraße, EBG-Hochhaus und Nordico auf.

In Abb. A.5 sind die mittleren Konzentrationen, die bei Winden aus den einzelnen Himmelsrichtungen auftreten, jeweils in der entsprechenden Richtung aufgetragen. Darunter ist in derselben Art die Belastung bei Windstille dargestellt. Der Radius entspricht der Konzentration. Im Zentrum der Kreise liegt die Meßstation. Bei Vergleich von Winter und Sommer zeigt sich deutlich der Einfluß des Hausbrandes. Weiters ist ersichtlich, daß die Belastungen bei Windstille und Wind etwa gleich groß sind.

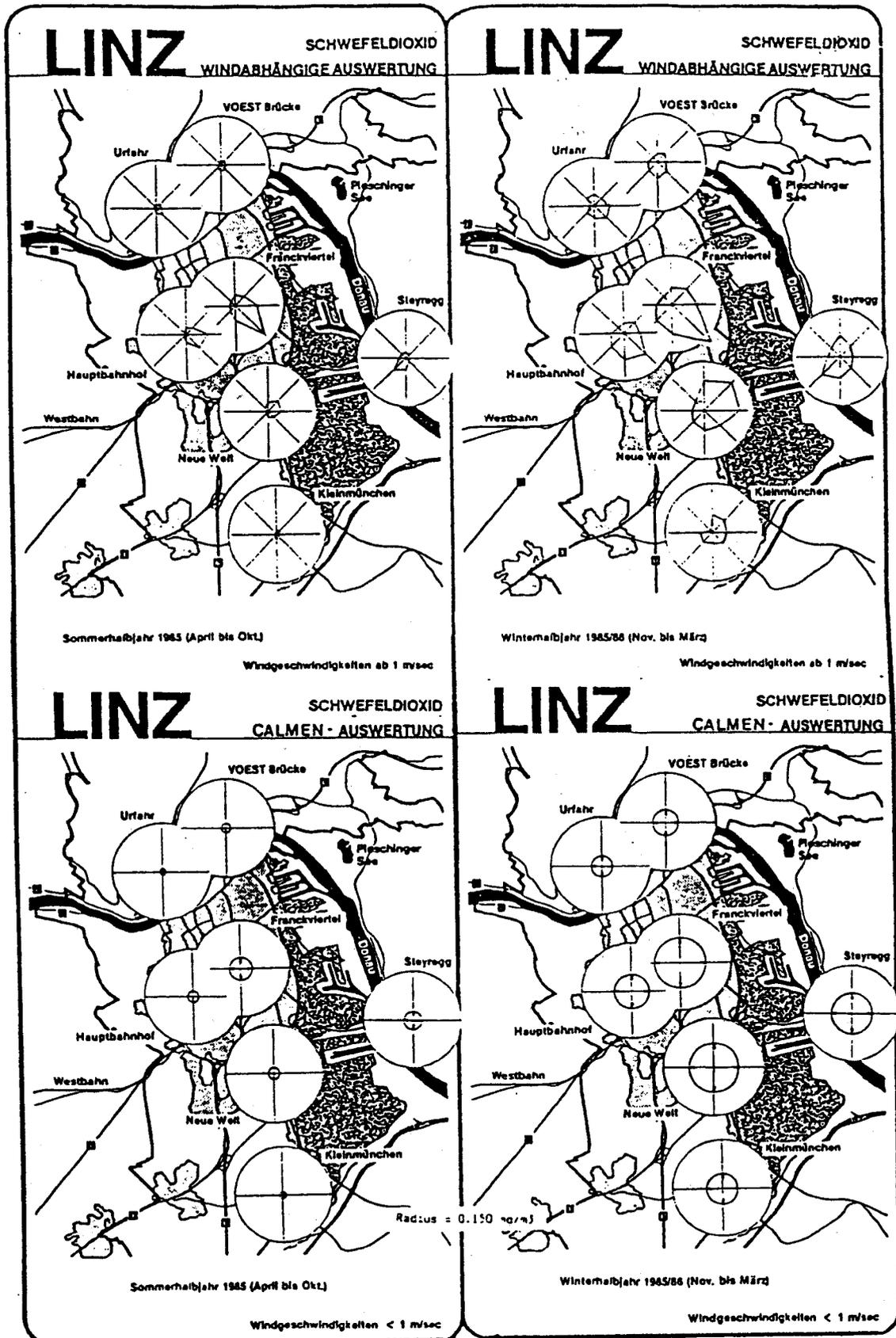


Abb. A. 5: Windabhängige Auswertung von SO₂ (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Meßbericht 4, 1986), Radius=0,150 mg/m³

III. 1.2 Staub

Linz leidet unter einer sehr hohen Schwebstaubbelastung. Dieser Staub besteht zu einem großen Teil aus Salzen, die sich durch Reaktionen von SO_2 mit alkalischen Industrieemissionen wie Ammoniak bilden. Weitere größere Anteile bilden die Eisenverbindungen und Ruß.

Im Vergleich mit den Grenzwerten der Oberösterreichischen Luftreinhalteverordnung zeigte sich für das Jahr 1987 folgendes:

Langzeitgrenzwerte (arithmetisches Mittel der Tagesmittelwerte je Beobachtungszeitraum, Sommer: $0,06 \text{ mg/m}^3$, Winter: $0,10 \text{ mg/m}^3$) wurden im Winter in den Stationen 403 und 416 überschritten, im Sommer überall eingehalten.

Kurzzeitgrenzwerte (97,5 Perzentil, Sommer: $0,12 \text{ mg/m}^3$, Winter: $0,20 \text{ mg/m}^3$) wurden im Winter in den Stationen 401, 403, 413, 414, 415, 416, 417, im Sommer in 416 überschritten.

Tagesmittelwert-Grenzwerte (Sommer: $0,12 \text{ mg/m}^3$, Winter: $0,20 \text{ mg/m}^3$) wurden in den Stationen 401, 403, 404, 405, 412, 413, 414, 416, 417 zumindest an einem Tag überschritten.

Während der Meßperiode April 1984 bis März 1986 erwiesen sich die Stationen Berufsschulzentrum und Steyregg/Weih als am stärksten belastet.

Betrachtet man die Meßzeiträume April – Oktober 1984, 1985, so ergaben sich für

die Stationen Steyregg/Weih, Berufsschulzentrum und ORF-Zentrum die höchsten Werte. Aber auch die Stationen in Urfahr, Kleinmünchen und Hauserhof waren belastet. Am niedrigsten war die Belastung wiederum in Traun und in Asten.

In den Zeiträumen November 1984 (1985) – März 1985 (1986) wiesen wiederum die Stationen Steyregg/Weih, ORF-Zentrum und Berufsschulzentrum die höchsten Werte auf. Die Langzeitgrenzwerte (Winter) wurden aber auch an den Urfahrer Stationen überschritten.

1987 und 1988 war die am höchsten belastete Station BH-Urfahr, gefolgt von der Station Berufsschulzentrum (1987) bzw. ORF-Zentrum (1988). Der fallende Trend der mittleren Staubbelastung setzte sich 1987 und 1988 weiterhin durch. Im Winter war einiges mehr an Staub durch den Einfluß des Hausbrandes zusätzlich zur Industrie zu finden als im Sommer, die Unterschiede waren jedoch nicht so groß wie beim SO_2 .

Überschreitungen der Tagesgrenzwerte sind im Linzer Raum vor allem im Winter sehr häufig.

In Abb. A.6 sind die mittleren Konzentrationen bei den einzelnen Windrichtungen sowie bei Calmen zu erkennen. Auf diese Weise ist die ungefähre Ortung potenter Emittenten möglich. Beachtlich sind die hohen Staubwerte bei Calmen. Deutlich ist auch wieder der Unterschied Winter – Sommer erkennbar.

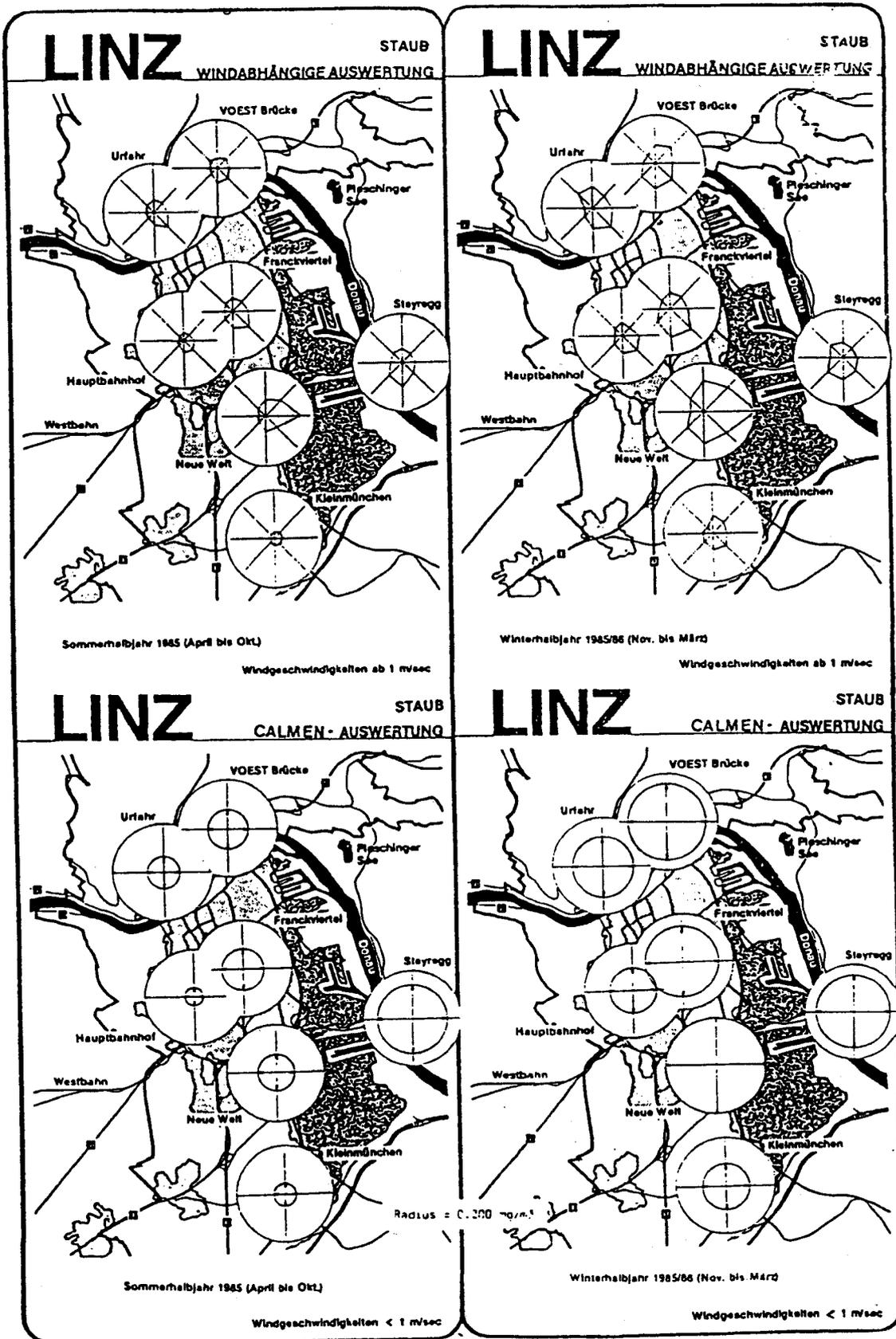


Abb. A. 6: Windabhängige Auswertung von Staub (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Meßbericht 4, 1986), Radius = 0,200 mg/m³

III. 1.3 Stickstoffoxide

Bis 1987 war ein langjähriger Aufwärtstrend bei den NO_x (NO , NO_2) zu bemerken. Die Belastung war sehr hoch. Die höchsten Werte fanden sich in den Stationen nördlich der Donau, dann folgten Linz–Hauserhof, ORF–Zentrum und Berufsschulzentrum. Während aber in den Meßstellen Hauserhof, 24er–Turm und BH–Urfahr die Ursache im Verkehr liegt, ist Steyregg/Weih im direkten Einflußbereich der Salpetersäureanlage der Chemie Linz. 1987 war ein deutlicher Rückgang der NO_x (NO , NO_2) festzustellen, am stärksten in Steyregg/Weih (neue Salpetersäureanlage).

III. 1.3.1 Stickstoffmonoxid (NO)

Vergleich mit den Grenzwerten der Oberösterreichischen Luftreinhalteverordnung für das Jahr 1987:

Der Langzeitgrenzwert (arithmetisches Mittel der Halbstundenmittelwerte je Monat, $0,1 \text{ mg/m}^3$) wurde in den Stationen 403, 413 und 415 überschritten.

Der Kurzzeitgrenzwert (97,5 Perzentil, $0,3 \text{ mg/m}^3$) wurde in den Stationen 401, 403, 404, 405, 412, 413, 414, 415 und 416 überschritten.

Der Tagesmittelwert – Grenzwert ($0,2 \text{ mg/m}^3$) wurde in den Stationen 401, 403, 405, 412, 413, 414, 415, 416 und 417 mindestens an einem Tag überschritten.

Der Halbstundenmittelwert–Grenzwert ($0,6 \text{ mg/m}^3$) wurde in den Stationen 401, 403, 404, 405, 412, 413, 414, 415, 416 und 417 mindestens einmal überschritten.

Im Vergleich der Jahresmittelwerte erwiesen sich vor allem die Stationen BH–Urfahr (am stärksten), 24er–Turm und Steyregg als stark belastet.

Deutlich jedoch ist der Rückgang der NO –Werte 1987 zu bemerken (neue Salpetersäure–Anlage der Chemie Holding AG). Vor allem in Steyregg gingen die Werte auf die Hälfte des Vorjahres zurück. In Traun, Asten und Kleinmünchen wurden wiederum die niedrigsten Jahresmittelwerte gemessen.

Während die verkehrsnahen Stationen einen deutlichen Tagesgang mit Spitzen in den Morgen– und Abendstunden entsprechend dem Verkehrsaufkommen aufwiesen, zeigten sich in Steyregg die höchsten Werte in den Nachtstunden.

In Abb. A.7 ist die windabhängige Belastung mit NO ersichtlich. Während bei den Stationen ORF–Zentrum und Steyregg/Weih die Belastungsspitzen den Einfluß der Chemie Holding AG vermuten lassen, sind in den verkehrsnahen Stationen BH–Urfahr, 24er–Turm und Hauserhof keine eindeutigen Richtungen einer höheren NO –Belastung auszunehmen (Einfluß des Verkehrs).

Bemerkenswert sind die weit höheren mittleren NO –Werte bei Calmen als bei Winden aus den verschiedenen Richtungen.

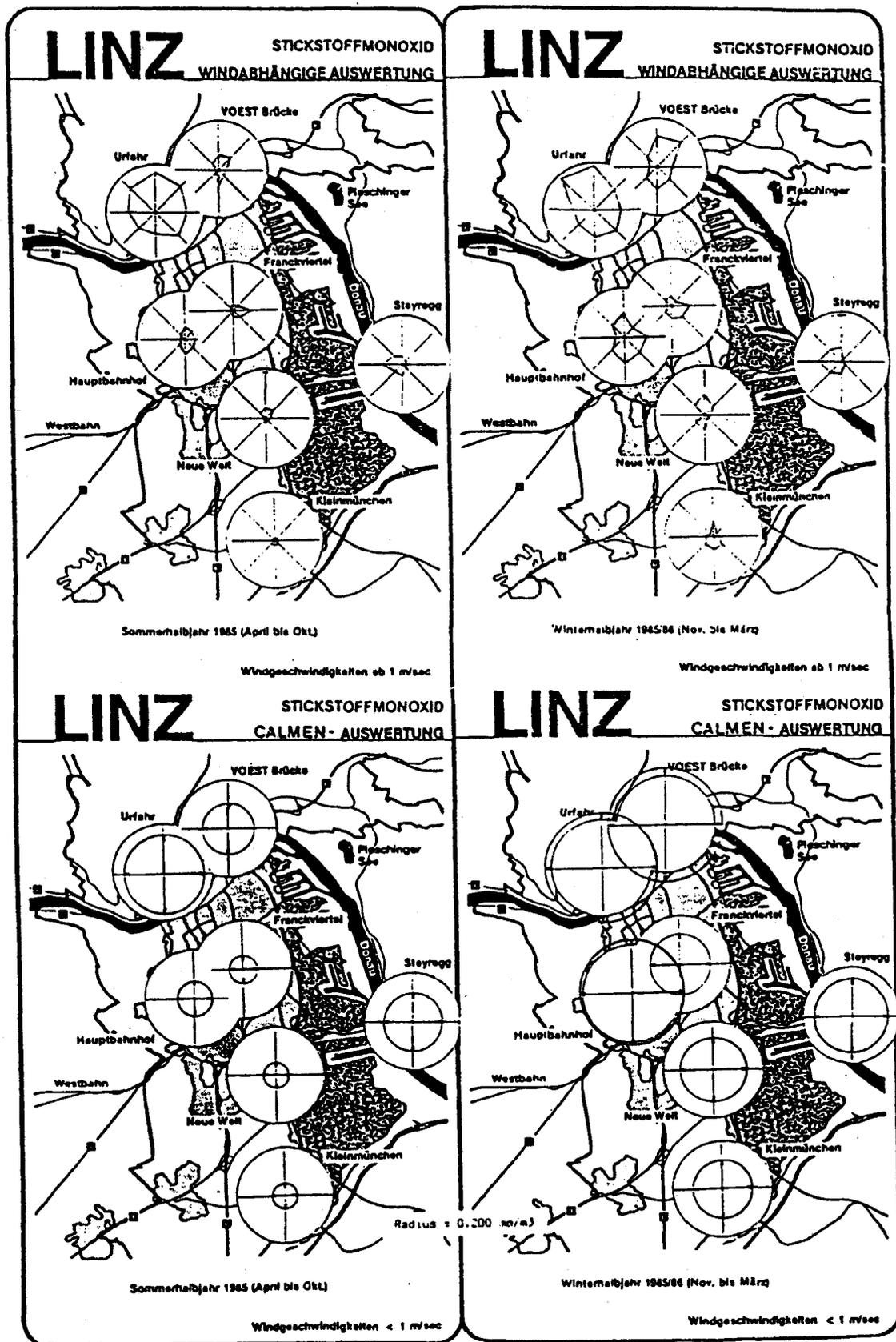


Abb. A. 7: Windabhängige Auswertung der NO-Belastung (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Meßbericht 4, 1986), Radius = 0,200 mg/m³

III. 1.3.2 Stickstoffdioxid (NO₂)

Vergleich mit den Grenzwerten der Oberösterreichischen Luftreinhalteverordnung für das Jahr 1987:

Der Langzeitgrenzwert (arithmetisches Mittel der Halbstundenmittelwerte je Monat, 0,05 mg/m³) wurde in den Stationen 401, 403, 404, 405, 412, 413, 414, 415, 416 und 417 überschritten.

Der Kurzzeitgrenzwert (97,5 Perzentil 0,15 mg/m³) wurde in den Stationen 401, 403, 405, 413, 414, 415 und 417 überschritten.

Der Tagesmittelwert – Grenzwert (0,1 mg/m³) wurde in den Stationen 401, 403, 404, 405, 412, 413, 414, 415, 416 und 417 mindestens an einem Tag überschritten.

Der Halbstundenmittelwert–Grenzwert (0,3 mg/m³) wurde in den Stationen 401, 413, 414, 415 und 417 mindestens einmal überschritten.

Daraus ist ersichtlich, daß trotz deutlichen Rückganges der NO₂-Belastung im Jahr 1987 (Sanierung der Salpeter-

säureanlage) die Grenzwerte der Oberösterreichischen Luftreinhalteverordnung an vielen Meßstellen überschritten wurden.

Sehr hohe Jahresmittelwerte wurden in mindestens einem der vergangenen Jahre (1977 – 1987) in den Stationen BH-Urfahr, Ursulinenhof, 24er-Turm, Hauserhof (alle Stationen verkehrsbeeinflußt) sowie Steyregg/Weih (Chemie Holding AG als Emittent) gemessen. Traun und Asten erwiesen sich wieder als etwas geringer belastet. Die Stationen ORF-Zentrum, Kleinmünchen und Berufsschulzentrum waren ebenfalls höher belastet.

Der Abb. A.8 ist wiederum die windabhängige Belastung durch NO₂ zu entnehmen. Wiederum zeigt sich die hohe NO₂-Belastung bei Calmen. Bei Betrachtung der Windrosen fällt erneut die deutliche Richtungsabhängigkeit der im Mittel höheren NO₂-Konzentrationen in Steyregg/Weih und ORF-Zentrum auf, während dies an den verkehrsbelasteten Stationen (besonders in Urfahr und Hauserhof) nicht gegeben ist.

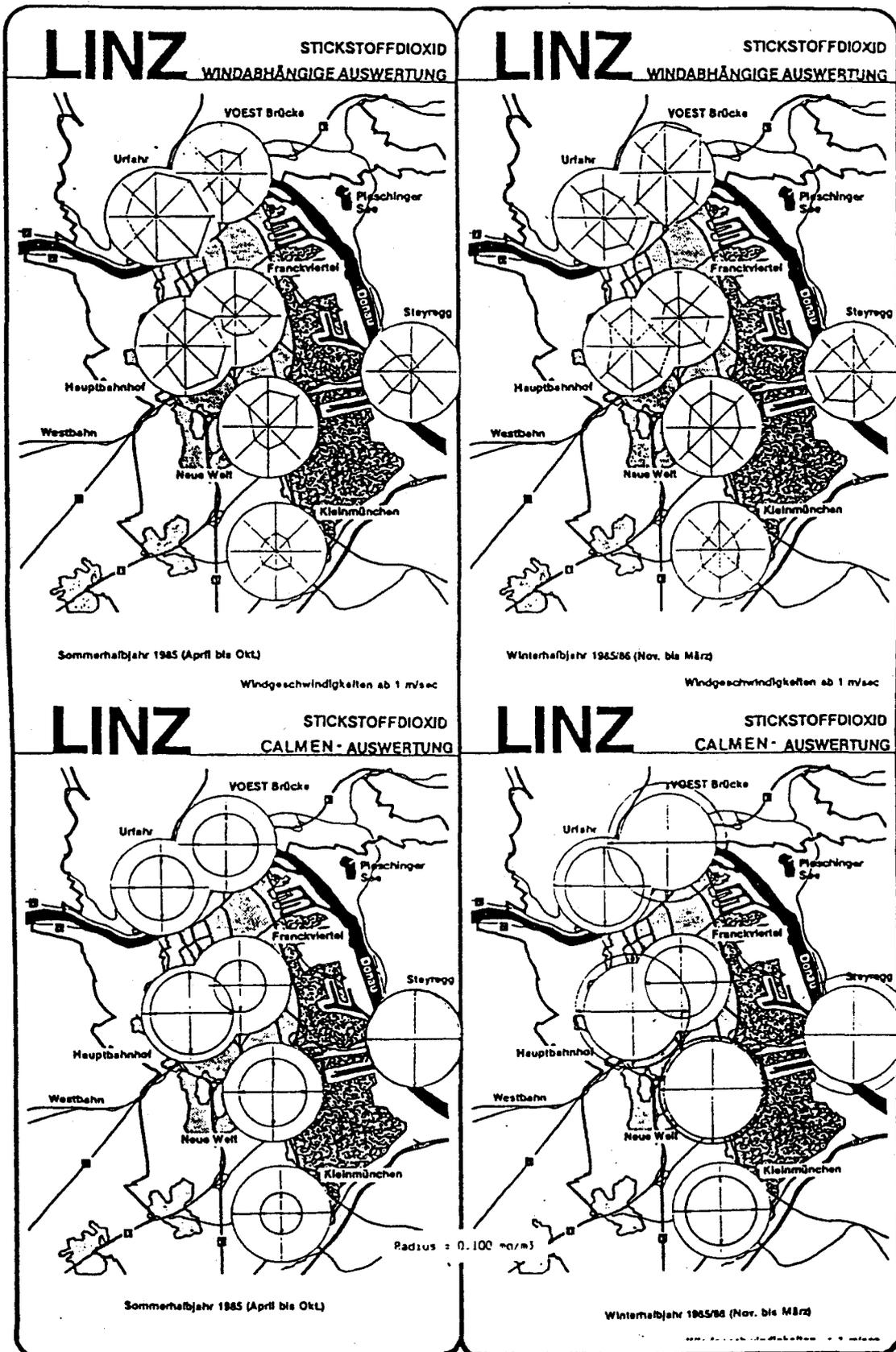


Abb. A. 8: Windabhängige Auswertung der NO₂-Belastung (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Meßbericht 4, 1986), Radius = 0,100 mg/m³

III. 1.4 Kohlenmonoxid (CO)

Vergleich mit den Grenzwerten der Oberösterreichischen Luftreinhalteverordnung für das Jahr 1987:

Der Langzeitgrenzwert (arithmetisches Mittel der Halbstundenmittelwerte je Monat, 5 mg/m^3) wurde nirgends überschritten.

Der Kurzzeitgrenzwert (97,5 Perzentil 15 mg/m^3) wurde in der Station 403 überschritten.

Der Tagesmittelwert – Grenzwert (7 mg/m^3) wurde in den Stationen 401, 403, 413 und 415 an mindestens einem Tag überschritten.

Der Halbstundenmittelwert–Grenzwert (20 mg/m^3) wurde in den Stationen 403 und 413 mindestens einmal überschritten.

Die CO–Belastung war bei den meisten Meßstellen im Jahr 1987 rückläufig. Grenzwertüberschreitungen wurden an den verkehrsbelasteten Meßstellen BH–Urfahr, Ursulinenhof, 24er–Turm und Hauserhof festgestellt.

Beim Vergleich der Jahresmittelwerte (1977 – 1987) fallen die Stationen BH–Urfahr und Ursulinenhof als höher als die anderen belastet auf, ebenso Kleinmünchen und ORF–Zentrum. Alle Werte lagen jedoch unter dem Langzeitgrenzwert der Oberösterreichischen Luftreinhalteverordnung.

III. 1.5 Schwefelwasserstoff (H₂S)

H₂S wird in Linz nur an den Stationen 414, 416 und 417 gemessen. Im Vergleich mit den Grenzwerten der Oberösterreichischen Luftreinhalteverordnung zeigt sich, daß der Kurzzeitgrenzwert (97,5 Perzentil, $0,01 \text{ mg/m}^3$), der Tagesmittelwert–Grenzwert ($0,007 \text{ mg/m}^3$)

und der Halbstundenmittelwert–Grenzwert ($0,020 \text{ mg/m}^3$) 1987 an allen Stationen überschritten wurde, der Langzeitgrenzwert (arithmetisches Mittel der Halbstundenmittelwerte je Monat, $0,005 \text{ mg/m}^3$) jedoch nirgends. Die Verursacher der Belastung dürften in der VÖEST liegen.

III. 1.6 Ozon (O₃)

Im Raum Linz wird O₃ in den Stationen 415 (ab 1985), 416 und 417 (jeweils ab 1982) gemessen.

Vergleich mit den Grenzwerten der Schweizer Luftreinhalteverordnung für das Jahr 1987:

$100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ als 98–Perzentil der Halbstundenmittelwert eines Monats: überschritten an allen Stationen.

$120 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ als Einstundenmittelwert (der nur einmal im Jahr überschritten werden darf): überschritten an allen Stationen.

Auch im Vergleich mit den von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (1989) empfohlenen "wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentrationen" zum Schutz der Menschen (Halbstundenmittelwert: $120 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, Achtstundenmittelwert: $100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) und der Pflanzen

(Halbstundenmittelwert: $300 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, Einstundenmittelwert: $150 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, Achtstundenmittelwert (9.00–17.00 Uhr): $60 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) gibt es in Zeiten höherer Ozonbelastung (Sommer, Mittagszeit) an den einzelnen Linzer Stationen Überschreitungen.

Der Ozongehalt ist auch im Linzer Raum erwartungsgemäß deutlichen tageszeitlichen und jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. An Stationen mit starker Verkehrsbelastung treten die Minima entsprechend der Verkehrsbelastung (NO–Emission) in den Morgen–

und Abendstunden auf. Zu Mittag erreicht Ozon sein Maximum. Nach Mitternacht erreicht Ozon ein weiteres Maximum. Die O_3 -Maxima sind im Winter etwa halb so hoch wie im Sommer.

In Steyregg ist der O_3 -Tagesgang völlig anders. Das Ozon reagiert mit NO -Spitzen der Salpetersäureanlage (Chemie Holding AG), fällt rasch unter die

Nachweisgrenze und steigt sofort wieder auf den alten Stand.

Die Jahresmittelwerte der Linzer Stationen lagen deutlich unter jenen von oberösterreichischen Reinluftstationen, während die 98-Perzentilwerte für den Zeitraum 1982 bis 1988 der Stationen Berufsschulzentrum (416) und Steyregg/Weih (417) in vergleichbaren Höhen von denen von Reinluftstationen waren.

III. 2 Die einzelnen Stationen im Linzer Raum

III. 2.1 401 – Linz–Hauserhof (seit 1977)

Die höchsten SO_2 -Werte wurden bei Südost- und Ost-Wind gemessen, was neben privater Heiztätigkeit auch den Einfluß von Emittenten im Industriegebiet vermuten läßt.

Der Tagesgang der NO_x zeigt den durch den Verkehr geprägten zweigipfeligen Verlauf mit Belastungsspitzen in den Morgen- und Abendstunden. Der Mittelwert bei Staub ist bei Windstille und Südostwind etwa gleich. Überschreitungen des Richtwertes für den Halbstundenmittelwert wurden aber nur bei Windstille gemessen (April 1984 – Mai 1986). Diese Station weist also bei austauscharmen Wetterlagen besonders schlechte lufthygienische Verhältnisse auf.

III. 2.2 402 – Steyregg – Stadt (1977 –1984)

Messungen mit dem Luftmeßwagen ergaben, daß die Luftverhältnisse im Bereich des Höhenrückens um Steyregg, im Augebiet und im Bereich der Steyregger Donaubrücke ungleich schlechter sind als im Stadtgebiet Steyregg, wo diese Luftmeßstelle stand.

Die Teile von Steyregg, die an der Donau liegen, sind weniger belastet als die meisten Linzer Stadtteile. Deshalb und weil die Bewohner der Bergsiedlung darüber klagten, von plötzlichem NO_x -Geruch in der Nacht sogar geweckt zu werden, wurde die Station Steyregg an den Standort "Im Weih" (417) verlegt (1984).

Die Gegenüberstellung der einzelnen Stationen mit Hilfe der Immissionskenn-

größe (SO_2 + Staub) ergab für 1980 und 1981 eine etwa gleiche Belastung wie Hauserhof und BH-Urfahr. Eine zusätzliche Miteinbeziehung der Parameter NO , NO_2 und CO in die Immissionskenngröße ergab größenordnungsmäßig ähnliche Werte wie die Stationen 24er-Turm und Kleinmünchen.

Die Station Steyregg war im Vergleich zu den anderen Stationen in den Sommermonaten stärker belastet.

III. 2.3 403 – BH–Urfahr (seit 1977)

Deutlich niedrigere SO_2 -Werte im Sommer weisen auf Hausbrand als hauptsächlichsten SO_2 -Emittenten hin. Im Vergleich mit den anderen Stationen im Linzer Raum, wies diese Station eine mittelgroße Staub- und SO_2 -Belastung auf. 1987 und 1988 lag sie allerdings bei der Staubbelastung an der Spitze.

Der Wochentagsvergleich (niedrigere Werte am Wochenende) sowie der Tagesgang für NO_x und CO weisen deutlich auf den Verkehr als Hauptemittenten hin. Für NO stellt diese Station die höchstbelastete im Linzer Raum dar.

III. 2.4 404 – Traun (seit 1977)

Diese Station zählt zu den gering belasteten im Linzer Raum. Traun kann im Sommer als "unbelastete" Station bezeichnet werden, dagegen ist die Luftsituation im Winter vergleichbar mit der von etwas weniger belasteten Linzer Stationen. Im Sommer ist vor allem die SO_2 -, Staub-, NO - und CO -Belastung gering, dagegen sind die Werte für NO_2 im Sommer und im Winter fast gleich hoch.

III. 2.5 405 – Asten (seit 1977)

Diese Station ist die am geringsten belastete im Linzer Raum. Sie ist durch den Verkehr eher mäßig belastet, und eine Beeinträchtigung durch das Linzer Industriegebiet ist sehr selten.

III. 2.6 412 Linz – Kleinmünchen (seit 1979)

An dieser Station ist zwar schon eine deutlich höhere Belastung als an den peripheren Stationen Traun und Asten festzustellen, dennoch gehört sie im Linzer Raum zu den eher mäßig belasteten Standorten. Eine Abschätzung des Einflusses von Industrie, Hausbrand und Verkehr liegt nicht vor.

III. 2.7 413 Linz – Ursulinenhof (seit 1979)

Es handelt sich um eine stark belastete Station. Der Tagesgang von SO_2 entspricht einem überwiegenden Einfluß von Heizungsanlagen, die vorwiegend untertags betrieben werden. Staub verhält sich ähnlich. Die SO_2 -Werte sind in den Wintermonaten um ein Vielfaches höher als im Sommer. Auch die NO_2 -Belastung ist sehr hoch und erreicht ebenfalls in den Wintermonaten die höchsten Werte.

III. 2.8 414 Linz – ORF-Zentrum (seit 1979)

Diese Station ist eine der am stärksten belasteten in Linz. Die SO_2 -Werte sind im Sommer höher als an allen anderen Stationen, liegen aber auch im Winter im Spitzenfeld. Ähnliches gilt für Staub. Die

SO_2 -Werte lagen bei Winden aus Südosten um fünfmal (Winter) bis siebenmal (Sommer) höher als bei Winden aus der Innenstadt. Dies beweist deutlich den vorwiegenden Einfluß der Großindustrie auf die Luftqualität.

Die höchsten NO_x -Werte treten ebenso bei Winden aus östlichen Richtungen auf. Am Tagesgang ist aber auch der Einfluß des Verkehrs deutlich erkennbar.

An dieser Station kommt es häufig zu Überschreitungen der Langzeitgrenzwerte und Halbstundenmittelwert-Grenzwerte. Die maximalen Halbstundenmittelwerte zählen zu den höchsten des Raumes Linz.

III. 2.9 415 Urfahr – 24er-Turm (seit 1979)

Die SO_2 -Belastung ist durchschnittlich, die Staubbelastung ist hingegen bei winterlichen Inversionswetterlagen hoch. Die Tagesgänge dieser beiden Schadstoffe weisen auf Heizungsanlagen als Hauptemittenten hin, die windabhängige Auswertung deutet jedoch auch auf einen Einfluß der Großindustrie hin. Der Tagesgang für die NO_x untermauert den Einfluß der nahegelegenen Stadtautobahn. Diese Station zählt zu den am stärksten mit NO_x belasteten.

III. 2.10 416 Linz – Berufsschulzentrum (seit 1982)

Diese Station zählt zu den stärksten belasteten mit SO_2 und Staub. Aus der windabhängigen Auswertung für diese Station geht hervor, daß vorrangig die Großindustrie dafür verantwortlich ist. Der Tagesgang für NO_x weist den Verkehr als Hauptemittenten aus.

III. 2.11 417 – Steyregg/Weih (seit 1982)

Bei der Belastung durch Schwebstaub liegt Steyregg im Spitzenfeld. Maßnahmen der Industrie ließen jedoch die Staubimmissionen der vergangenen Jahre deutlich absinken. Die SO_2 -Belastung ist deutlich niedriger als die der höchstbelasteten Linzer Stationen. Die NO_x -Belastung zählte bis zur Sanierung

der Salpetersäureanlage zu den höchsten im Raum Linz. Seit der Sanierung fiel die NO_x -Belastung deutlich unter das Niveau stark belasteter Linzer Stationen. Schadstoffspitzen traten nicht nur an Smogtagen, sondern – im Gegensatz zu den Linzer Stationen – auch während der Nachtstunden (vor allem im Sommer) auf.

Diese Station ist vorrangig durch industrielle Emissionen beeinflusst.

IV ERKENNTNISSE AUS DER BIOINDIKATION MIT HILFE LANDWIRTSCHAFTLICHER NUTZPFLANZEN

IV. 1 Projekt Linz (nach: Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt Linz, 1987b, c)

Die landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt begann 1986 mit einem Projekt über Bioindikation mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen im Raum Linz. Die vorläufige Laufzeit dieses Projektes sind 5 Jahre, wobei in der folgenden Zusammenfassung die Jahre 1986 und 1987 Berücksichtigung finden, da nur Berichte über diese beiden Jahre vorliegen.

Es wurden in standardisierte Pflanzkulturen Welsches Weidelgras, Sorte "LEMA" und zusätzlich Mangold für den Frühjahrsdurchgang, Buschbohnen für den Sommerdurchgang und Perko-PVH für den Herbstdurchgang eingesetzt. Diese Pflanzen wurden in Gefäßen in 1,5 m Höhe über dem Erdboden aufgestellt. Saatgut, Anzucht, Kulturerde, Nährlösung und Expositionsdauer (21 Tage) sind genormt. Analysiert wurden die Elemente Blei, Cadmium, Quecksilber und Fluor.

Als Standorte wurden gewählt:

1) Wirtschaftshof des Stadtgartenamtes am Freinberg

2) Zoologischer Garten, Windflachweg, Linz-Urfahr

3) Pöstlingberg

4) Traunmüller J., Freistädterstraße 163

5) Höhere Bundeslehranstalt für landwirtschaftliche Frauenberufe Elmsberg, Urfahr

6) AKH, Linz

7) Barbara-Friedhof

8) Hummelhofbad

9) Hausgarten des Landwirtes Starrermayr E., Brunnenfeldstraße 114 im Wasserschutzwald

10) Hausgarten des Franz Seilmayr, Neubauzeile 37a, Linz/Neupeint

11) J. Tesar, Beuttlerweg 55, Ebelsberg

12) Areal des Landwirtes Binder, Neufelderstraße, Linz/Traundorf

13) Pichlingersee, Ostecke neben Straße nach Asten

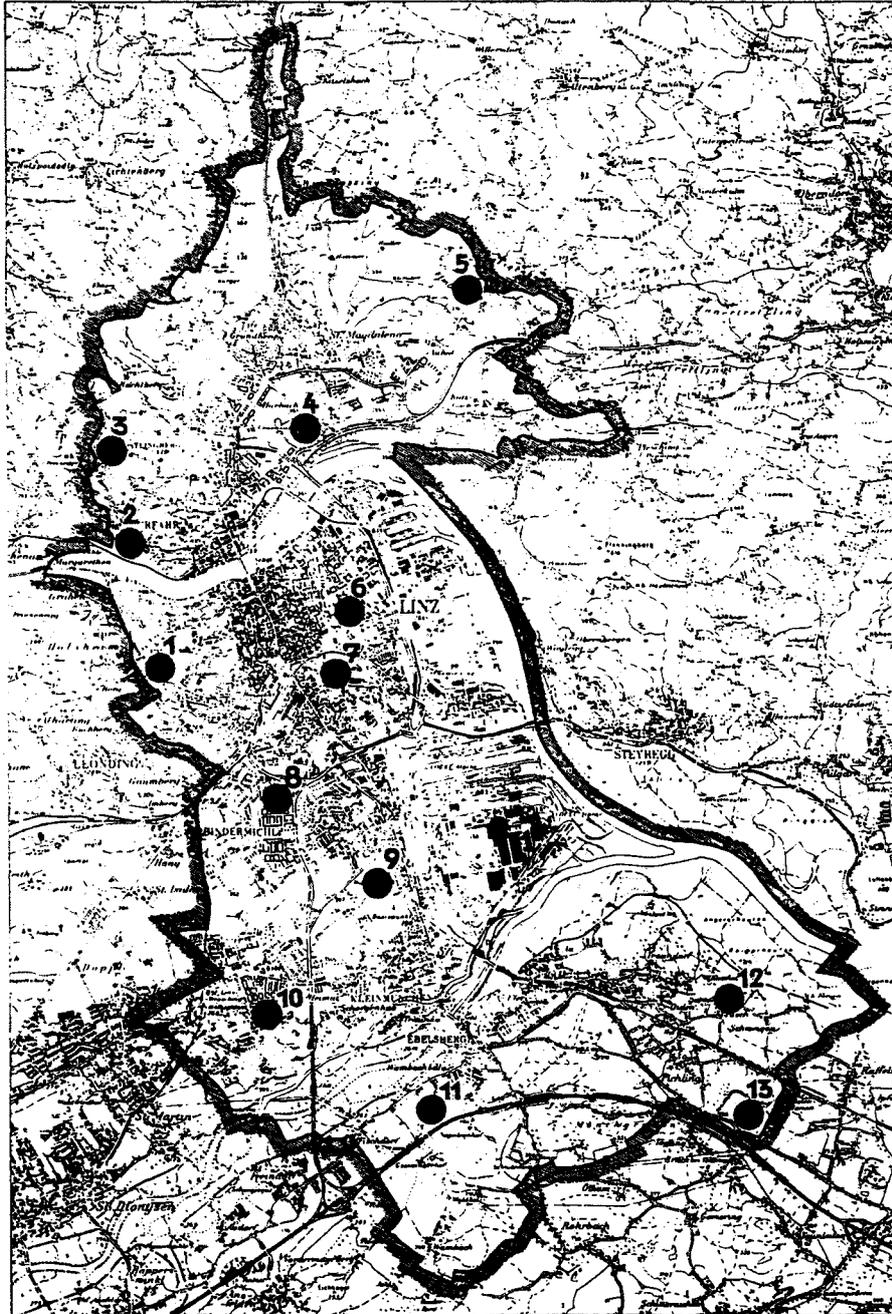


Abb. A. 9: Standorte der Pflanzentestgefäße im Stadtgebiet von Linz (1986)
(aus: Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1986)

IV. 1.1 Analysenergebnisse für Blei

Normalgehalte von Blei in Testpflanzen in Oberösterreich, die keiner Belastung ausgesetzt sind, liegen unter 1,0 mg/kg TS (aus dem ARGE-Projekt Oberösterreich der Landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt). Demzufolge sind die Durchschnittswerte bei allen drei

Testpflanzen in Linz als erhöht anzusehen.

Die stärkstbelasteten Standorte in Linz waren 6, 7 und 8. Die höher gelegenen Standorte Freinberg, Zoologischer Garten, Pöstlingberg und Elmberg zeigten deutlich geringere Bleiwerte.

Mit Ausnahme des Frühjahrsdurchganges – die mittlere Belastung hat gegen-

über 1986 um 0,22 mg/kg zugenommen – könnte 1987 keine deutliche Veränderung des Blei-Gehaltes gegenüber 1986 festgestellt werden.

Die Höchstwerte einzelner Standorte lagen bei 4 mg Pb/kg TS.

IV. 1.2 Analyseergebnisse für Cadmium

Nach den Erfahrungen der Landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt liegen die Grundgehalte in grünen Pflanzen zwischen 60 und 100 µg/kg TS. Die drei verwendeten Testpflanzen zeigten jedoch Cadmium in sehr unterschiedlich hohem Niveau an. Mangold und Perko-PVH weisen grundsätzlich höhere Cadmium-Werte auf als Buschbohnen.

Auch bei Cadmium zeigte sich eine deutliche Belastung des Linzer Raumes gegenüber dem übrigen Landesbereich.

Es zeigte sich, daß sehr viele Standorte zumindest in einem der drei Durchgänge Spitzenwerte bei Cadmium aufwiesen, was für eine Verfrachtung in größere Höhen und größere Distanzen spricht.

Eine Angabe von Belastungsschwerpunkten gestaltet sich wegen der starken Schwankung der Werte der einzelnen Stationen als schwierig. Werte über 1.000 µg/kg TS wurden im 1. und 3. Durchgang gefunden, und zwar bei den Stationen 2, 6, 7, 8, 9, 10 und 12.

IV. 1.3 Analyseergebnisse für Quecksilber

Die Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung rechnet damit, daß bis zu

einem Gehalt von 0,01 mg/kg TS nicht von einer Kontamination gesprochen werden kann. 1986 und 1987 lagen fast alle Werte in Linz über diesem Normalgehalt. Der Linzer Raum wies wiederum deutlich höhere Quecksilber-Werte auf, als im übrigen Oberösterreich gefunden wurden.

1987 erfolgte bei allen 3 Versuchspflanzen eine mittlere Erhöhung um 0,02 mg/kg TS gegenüber 1986.

Im Vergleich zu anderen Linzer Standorten lag die Quecksilber-Belastung an den Standorten 6, 7 und 8 durchschnittlich höher. Werte größer als 0,1 mg/kg TS wurden an den Standorten 6 und 7 gemessen.

IV. 1.4 Analyseergebnisse für Fluor

Die standardisierten Graskulturen wurden für die Flouranalysen herangezogen.

Fluorgehalte bei Gräsern aus bestimmten Gebieten des Mühlviertels und des Alpengebietes liegen bei < 1 bis 2 mg/kg TS. Einerseits wurden in Linz sehr niedrige Fluor-Werte gemessen, andererseits aber auch starke Fluor-Immissionen. Wiederholt erhöhte Werte wurden an den Standorten 1, 6 und 7 gemessen. Die Maximalwerte lagen im Herbst 1986 an den Stationen 6 und 7 mit über 50 mg/kg TS.

Alle übrigen Standorte lagen im Normalbereich bzw. können als leicht erhöht bezeichnet werden. Die niedrigsten Werte wurden südwestlich bis südlich der Großindustrie sowie am Pöstlingberg gemessen.

IV. 2 Projekt Steyregg (nach: Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987d)

Die Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt führte 1987 im Gemeindegebiet Steyregg eine Immissionsuntersuchung mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen analog der Versuchsanordnung des Linzer Projektes durch.

Als Standorte wurden gewählt:

- | | |
|--|--|
| 1) Landl Rosina, Plesching 29 | 4) Aigner Josef, Am Pfenningberg 32 |
| 2) Heitzinger Aloisia, Obernbergen 14 | 5) Windegg, neben Areal Firma Wipplinger |
| 3) Wehleite, neben Luftmeßstation der OÖ Landesregierung | 6) Lachstadt, Lehrbauhof d. OÖ Handelskammer |
| | 7) Schwandtner Johann, Lachstadt 5 |
| | 8) Gemeindeacker, Parzelle des Gemeinderates Ruckerbauer |
| | 9) Janusko Franz, Am Spandlberg 2 |
| | 10) Gillmayr Franz, Holzwinden 18 |
| | 11) Kernegger Franz, Pulgarn 1 |
| | 12) Feichtmayr Ingrid, Götzelsdorf 3 |

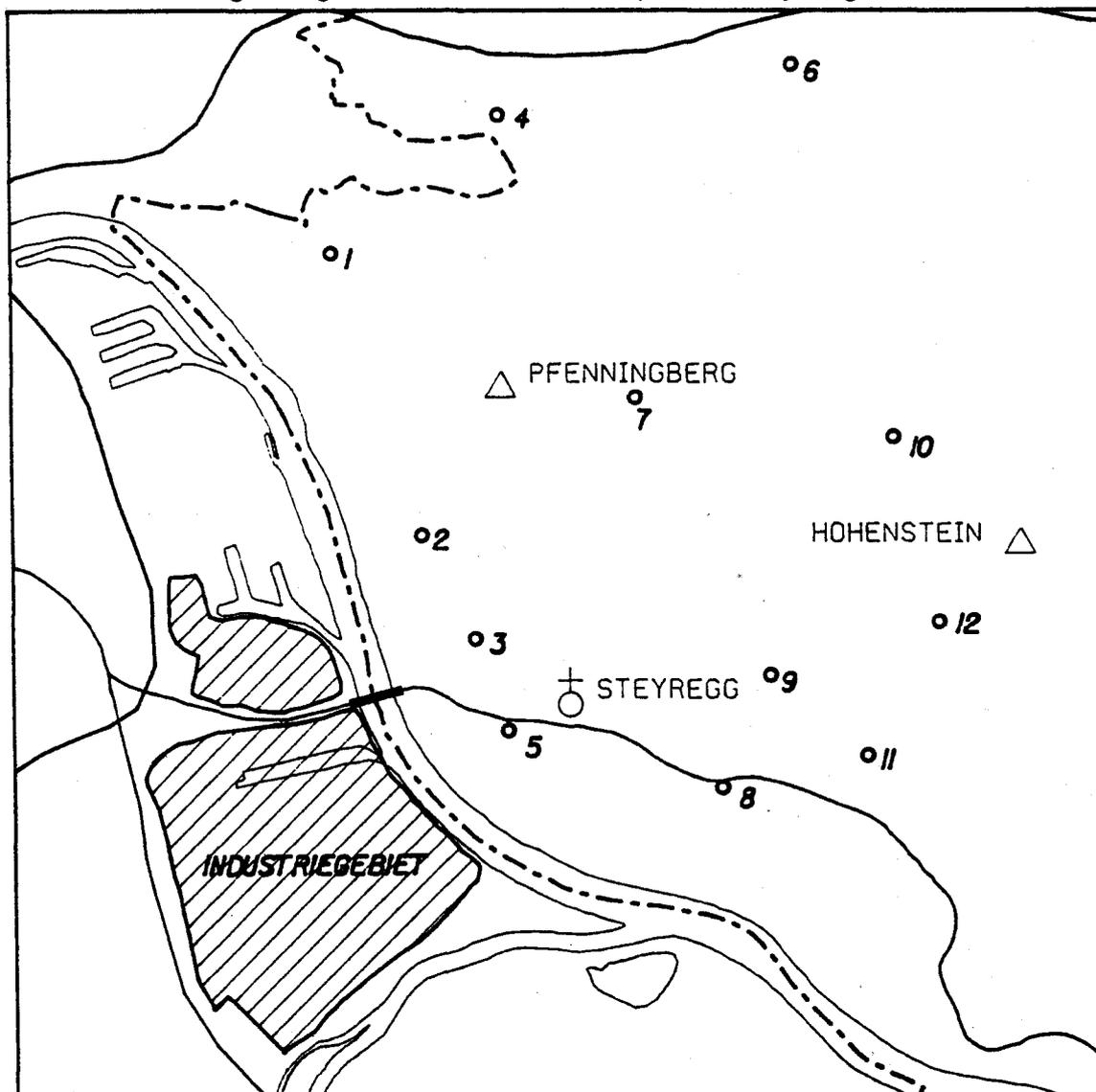


Abb. A. 10: Standorte der Pflanzengefäße im Gemeindegebiet von Steyregg (1987)
(Abb. nach: Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987)

IV. 2.1 Analysenergebnisse für Blei

Die Analysenergebnisse für Blei blieben wegen Anwendung einer ungeeigneten Meßtechnik unberücksichtigt.

IV. 2.2 Analysenergebnisse für Cadmium

11 von 12 Werten überschritten die Mittelwerte, die 1986 und 1987 für Linz bei Mangold errechnet wurden. Außer dem Standort 2 wiesen alle anderen jeweils in einem Durchgang Werte über 1 mg/kg TS auf. Bei der Versuchspflanze Buschbohne lag der Mittelwert um das zweifache höher als der für Linz errechnete. Standortsspezifische Unterschiede waren nicht erkennbar.

IV. 2.3 Analysenergebnisse für Quecksilber

Die durchschnittliche Quecksilber-Belastung lag in Steyregg deutlich niedriger als in Linz und entspricht etwa dem oberösterreichischen Durchschnitt. Standort-

spezifische Unterschiede konnten nicht eindeutig festgestellt werden.

IV. 2.4 Analysenergebnisse für Fluor

Nahezu alle Werte der Standorte lagen über dem Linzer Durchschnitt.

Die im Immissionsfeld der Linzer Industrie exponierten Graskulturen an den Standorten 2, 3, 8 und 9 waren wesentlich stärker mit Fluor kontaminiert. Der Standort 10 wies die geringste Belastung auf.

Die Stationen 1, 5, 11 waren in ein anderes Projekt, die Immissionserhebung Steyregg, Luftenberg und St. Georgen, einbezogen und wurden daher für das Projekt Steyregg nicht gesondert auf Fluor analysiert. Die Vergleichbarkeit der Daten mit denen des Projektes Steyregg sind wegen unterschiedlicher Expositionszeiten schwierig. Auffallend ist jedoch die durchschnittlich hohe Belastung der Standorte 5 und 11 sowie die niedrige des Standortes 1.

Wie in Linz wurden wiederum im Herbst höhere Fluor-Konzentrationen gemessen.

IV. 3 Erfassung von Belastungen landwirtschaftlicher Kulturen durch gas- und staubförmige Luftverunreinigungen 1984 – 1987 (Linz und Umgebung), (nach: Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987a)

IV. 3.1 Standardisierte Pflanzenkulturen

Versuchsanordnung und verwendete Pflanzen entsprachen dem Projekt Linz (s. IV. 1).

Als Standorte wurden gewählt:

- 1) Steyregg, Im Weih
- 2) Linz, Froschberg
- 3) Linz, Ödt (Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt)
- 4) Linz, Glögglweg
- 5) Leonding, Zaubertal
- 6) Linz, Pichling
- 7) Linz-Urfahr, Gründberg

IV. 3.1.1 Analyseergebnisse für Blei

Stark belastet waren im 4-Jahres-Durchschnitt gesehen die Standorte 1, 3 und 4 (jeweils über 3 mg Pb/kg TS für Perko-PVH). Die geringste Belastung wies der Standort 7 auf.

IV. 3.1.2 Analyseergebnisse für Cadmium

Es waren deutliche pflanzenspezifische Unterschiede festzustellen (s. auch IV. 1.2 und IV. 2.2).

Bei Betrachtung der Durchschnittswerte der einzelnen Jahre zeigte sich wieder die deutlich höhere Belastung des Linzer Raumes zum übrigen Oberösterreich. Außer 1985 lagen alle Durchschnittswerte der 7 Stationen für Mangold über 1 mg/kg TS.

Der Standort Gründberg wies im 4-Jahres-Durchschnitt die gleiche Belastung

im Frühjahr (Mangold) und Herbst (Perko-PVH) auf, wie der Durchschnitt der übrigen Linzer Stationen. Da dieser Standort bei Pb und F sehr günstig abschnitt, weist dies auf eine besondere Verfrachtungstendenz des Cadmium (über weite Strecken und in große Höhen) hin.

IV. 3.1.3 Analyseergebnisse für Quecksilber

Die Analysen wurden nur stichprobenartig durchgeführt. Deutliche Hg-Immissionen waren an den Standorten 1 (0,056 mg/kg TS, Mangold 1987), 2 (0,078 mg/kg TS, Mangold 1986) und 5 (0,069 mg/kg TS, Perko-PVH 1985) festzustellen.

IV. 3.1.4 Analyseergebnisse für Fluor

Im erhobenen Zeitraum waren vor allem die Standorte Steyregg/Im Weih, Linz/Froschberg und Leonding/Zaubertal mit Fluor belastet.

Der 4-Jahres-Durchschnitt (1984 – 1987) der Fluor-Werte (mg F/kg TS) betrug an den einzelnen Stationen:

	<i>Mangold</i>	<i>Buschbohne</i>	<i>Perko-PVH</i>
<i>Steyregg/ Im Weih</i>	14,3	18,0	25,8
<i>Linz/ Froschberg</i>	9,5	13,0	17,0
<i>Leonding/ Zaubertal</i>	11,5	13,5	14,0
<i>Linz/ Gründberg</i>	6,5	6,8	6,3

Am Standort Gründberg ist ersichtlich, daß der Nordrand der Linzer Bucht nur geringfügig mit Fluor belastet war.

Am Standort Linz/Glögglweg (4) im Franckviertel, also in unmittelbarer Nähe der Großindustrie, lagen die Fluor-Werte deutlich niedriger als an den Standorten 1, 2 und 5. Dies ist umso bemerkenswerter, als der Standort Barbara-Friedhof des Projektes Linz (s. IV. 1.4), der ebenfalls im Franckviertel, jedoch 1 km weiter westlich liegt, zu den am stärksten mit Fluor belasteten innerhalb des erwähnten Projektes zählt.

IV. 3.2 Feldproben

IV. 3.2.1 Maisblätter

Die Maisblätter wurden 60 cm über dem Boden Ende Juli und vor der Ernte (Oktober) entnommen.

Folgende 3 Gebiete wurden beprobt:

- 1) Nordwesten, Norden von Linz
- 2) Linz/Leonding
- 3) Südosten von Linz (Steyregg, Pulgarn)

IV. 3.2.1.1 Analyseergebnisse für Blei

Es wurde beobachtet, daß im Herbst eine höhere Blei-Kontamination vorliegt. Gebiet 3 war am stärksten belastet (Maximalwerte im Herbst: Steyregg 21,3 mg/kg TS; Pulgarn 15,0 mg/kg TS). Diese starke Belastung kann wegen der Lage der Probepunkte kaum auf den Verkehr zurückgeführt werden. Als stark belastet kann auch der Linzer Raum angesehen werden, während nördlich von Linz Werte um 1,0 mg/kg TS (also im Normalbereich) gemessen wurden.

IV. 3.2.1.2 Analyseergebnisse für Cadmium

Die Analysenwerte waren starken gebietsweisen und jahreszeitlichen Schwankungen ausgesetzt. Dennoch konnte festgestellt werden, daß das Ge-

biet 3 vor allem im Herbst stärkeren Cadmium-Immissionen ausgesetzt ist. Die Werte für dieses Gebiet lagen um 0,3 mg/kg TS, während 0,2 mg/kg TS als Durchschnitte der jeweiligen Proben-durch-gänge festgestellt wurden.

IV. 3.2.1.3 Analyseergebnisse für Quecksilber

Die Quecksilber-Analysen wurden nur stichprobenartig durchgeführt. Auch Hg scheint sich mit fortschreitender Vegetationszeit zu akkumulieren. Das Gebiet 3 war wiederum am stärksten belastet: Steyregg-Süd 0,380 mg/kg TS im Herbst 1986; Pulgarn 0,132 mg/kg TS im Herbst 1987. Dagegen wurden im Gebiet nordwestlich und nördlich von Linz Werte um 0,03 mg/kg TS im Herbst gemessen.

IV. 3.2.1.4 Analyseergebnisse für Fluor

Wiederum war das Gebiet 3 am stärksten belastet (Werte zwischen 6 und 37 mg/kg TS). Das Gebiet 2 wies Werte zwischen 3 und 14 mg/kg TS auf, und Gebiet 1 zwischen 1 und 6 mg/kg TS, lag also häufig im Bereich von Normalgehalten.

IV. 3.2.2 Wiesengras

Die 1. Schnitte wurden jeweils in der ersten Junihälfte, die 2. Schnitte jeweils Ende Juli eingeholt.

Beprobte Gebiete:

- 1) Nordwesten, Norden von Linz
- 2) Linz/Leonding
- 3) Südosten, Osten von Linz (Steyregg, Pulgarn)

IV. 3.2.2.1 Analyseergebnisse für Blei

Eine deutliche Bleibelastung zeigte sich wiederum in Gebiet 3 (Werte um 4,0 mg/kg TS). Im Raum Linz/Leonding lagen die Werte von 1,5 bis 2,5 mg/kg TS, während in unbelasteten Gebieten die

Werte zwischen 0,7 und 1,5 mg/kg TS lagen.

IV. 3.2.2.2 Analyseergebnisse für Cadmium

Auch bei Wiesengras wurden bei Cadmium starke Schwankungen der Einzelwerte festgestellt. Auch in blei- und fluorimmissionsfreien Gebieten kamen sehr hohe Cadmium-Einzelwerte vor. Eindeutige Unterschiede der Untersuchungsgebiete konnten nicht festgestellt werden.

Deutlich höhere Cadmium-Werte als der Probendurchgangsdurchschnitt für die einzelnen Jahre wies der Standort Linz/Gründberg auf, was sich auch mit den Ergebnissen aus den standardisierten Pflanzenkulturen deckt (s. IV. 3.1.2). Sehr hohe Werte wurden auch für Steyregg gemessen (Maximalwert: 0,7 mg/kg TS, 1986 – 1. Schnitt).

IV. 3.2.2.3 Analyseergebnisse für Quecksilber

Die stichprobenartigen Analysen erbrachten relativ hohe Werte. Hohe bis extrem hohe Belastungen lagen im Gebiet 3: in Steyregg zwischen 0,03 und 0,04 mg/kg TS; in Pulgarn zwischen 0,05 und 0,294 mg/kg TS. Das Gebiet nördlich und nordwestlich von Linz hatte Werte zwischen 0,007 und 0,024 mg/kg TS; Linz/Leonding, zwischen 0,03 und 0,04 mg/kg TS.

IV. 3.2.2.4 Analyseergebnisse für Fluor

Im Vergleich zu Maisblättern erfolgte die Indikation auf sehr niedrigem Niveau. Wiederum lagen die Werte östlich von Linz am höchsten (15 – 20 mg/kg TS), in Linz/Leonding zwischen 5 und 13 mg/kg TS und nordwestlich und nördlich von Linz zwischen < 2 und 3 mg/kg TS.

IV. 3.2.3 Zichoriensalat (1984 – 1987)

Beprobte Gebiete:

- 1) Nordwesten, Norden von Linz
- 2) Linz/Leonding
- 3) Südosten, Osten von Linz (Steyregg, Pulgarn)

IV. 3.2.3.1 Analyseergebnisse für Blei

Im Gebiet 3 lagen erwartungsgemäß die Werte deutlich über dem Gesamtdurchschnitt, nämlich zwischen 3 und 10 mg/kg TS. Der Einfluß des lokalen Kfz-Verkehrs ist auszuschließen.

IV. 3.2.3.2 Analyseergebnisse für Cadmium

Im Vergleich mit dem gesamten Probendurchschnitt (zwischen 0,20 und 0,25 mg/kg TS) erwiesen sich die Standorte Linz/Gründberg (zwischen 0,31 und 0,83 mg/kg TS), Steyregg/Im Weih (zwischen 0,26 und 0,43 mg/kg TS) und Steyregg/Pulgarn (zwischen 0,24 und 0,43 mg/kg TS) als belastet.

IV. 3.2.3.3 Analyseergebnisse für Quecksilber

An immissionsfreien Standorten lagen die Gehalte um 0,015 mg/kg TS. Wesentlich höher lagen die Hg-Werte (Jahresdurchschnitte) in Linz/Leonding (zwischen 0,022 und 0,072 mg/kg TS) und östlich von Linz (zwischen 0,050 und 0,077 mg/kg TS).

IV. 3.2.3.4 Analyseergebnisse für Fluor

Die Jahresdurchschnittswerte lagen im Gebiet 3 (zwischen 11,5 und 25,5 mg/kg TS) am höchsten, gefolgt von Gebiet 2 und Gebiet 1 (zwischen 2,2 und 12,5 mg/kg TS).

V ERKENNTNISSE AUS BODENUNTERSUCHUNGEN

(nach: Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1989)

Die Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt führte auf 35 Ackerstandorten in Linz eine Untersuchung hinsichtlich verschiedener chemisch-physikalischer Dauereigenschaften und anorganischer Stoffe wie Nährstoffe, Spurenelemente und Schwermetalle durch.

Pro Standort wurde eine bodenmorpho-

logisch einheitliche Fläche von ca. 0,5 ha beprobt. 15 – 20 Einzelproben aus dem Oberboden wurden zu einer Mischprobe vereinigt. Die Probenahmetiefe betrug 25 bis 30 cm, bei 6 Standorten bis zu 90 cm, getrennt in 3 Schichten zu 30 cm.

Folgende Standorte wurden gewählt:

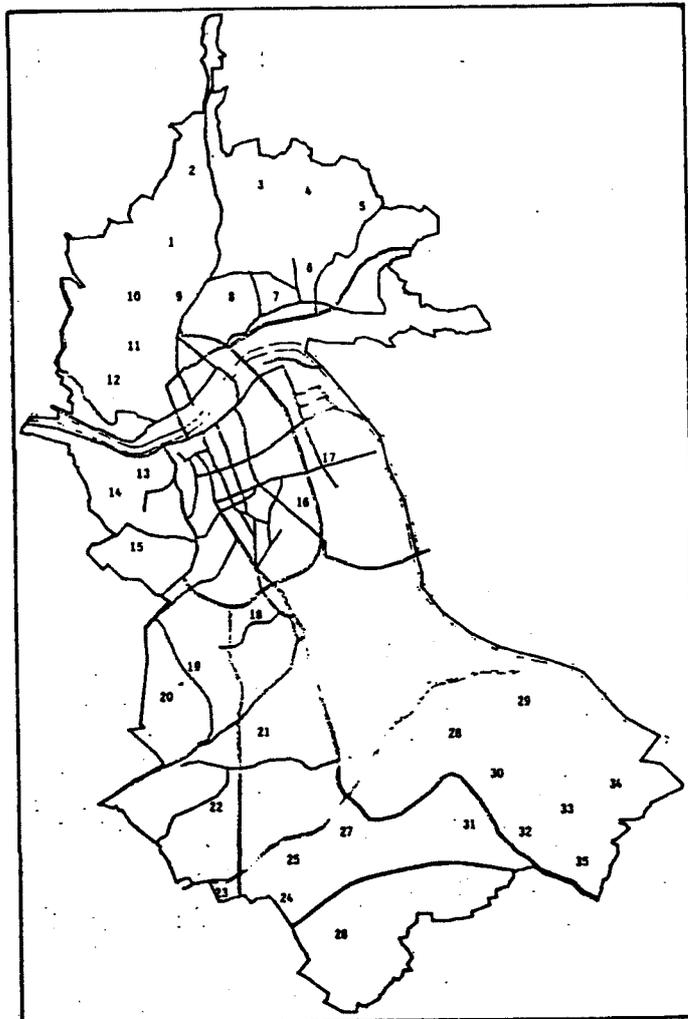


Abb. A. 11: Probenahmestandorte der Bodenuntersuchung

V. 1 Allgemeine Bodenparameter

Außer an den Standorten 1, 2, 3, 4, 9, 10, 11 und 13 (pH-Werte zwischen 5,0 und 6,0) lagen die pH-Werte im für Ackerland günstigen Bereich über 6,0 bis 7,0.

Die festgestellten Humusgehalte entsprachen weitgehend oberösterreichischen Durchschnittswerten (zwischen 1 und 4 %). Die Durchschnittsgehalte von Phosphor, Kalium, Magnesium und Bor lagen im Normalbereich und sind nach den Richtlinien der Österreichischen Düngerberatung der Stufe C "ausreichend versorgt" zuzuordnen.

V. 2 Säurelösliche Metalle

Die untersuchten Böden zeigten im Vergleich zu in- und ausländischen Untersuchungen im Schwermetallgehalt ein noch weitgehend natürliches Gehaltsmuster.

Die Gehalte lagen mehr oder weniger im Bereich des jeweiligen oberösterreichischen Durchschnittswertes. Die Bodengrenzwerte für Klärschlammausbringung wurden in keinem einzigen Fall erreicht oder überschritten.

Dennoch wurde aber festgestellt, daß besonders bei den Standorten 7 – 20 (im städtischen Bereich) die Kupfer-, Zink-, Blei-, Quecksilber- und teilweise Arsen-Gehalte über den oberösterreichischen Durchschnittswerten lagen, in einzelnen Fällen, bei Blei, Quecksilber und Arsen sogar deutlich höher (Pb: Standort 13,

Auch die Chlorid- und Sulfatgehalte lagen im üblichen Bereich. Bei den industriennahen Standorten wurden keine erhöhten Werte gemessen.

Die wasserlöslichen Fluoridwerte lagen zwischen 1 und 7,8 ppm, wobei der Linzer Durchschnittswert von 3,7 ppm um eine Einheit über dem für Oberösterreich von 2,8 ppm lag. Die höchsten Fluoridwerte wurden in den Böden der emissionsnahen Standorte gefunden (z.B. 16, 17).

Hg: Standorte 13, 27, As: Standorte 12 – 20, 23, 24, 26, 30, 31). Für Nickel, Chrom, Cadmium, Molybdän und Thallium ist dieser Trend nicht zu erkennen.

Bei mindestens 6 von 9 Schwermetallen an den Standorten 7, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 23, 24 und 32 lagen die Gehalte über dem oberösterreichischen Durchschnitt, bei mindestens 6 von 9 Schwermetallen an den Standorten 3, 4, 5, 6, 9, 22, 25, 28, 29, 33, 34 und 35 lagen sie unter dem oberösterreichischen Durchschnitt.

Die Erfassung der Ursachen ist schwer möglich. Die Unterschiede können durch das geologische Ausgangsmaterial und verschiedenste Kontaminationsquellen bedingt sein.

VI ERKENNTNISSE AUS STAUBUNTERSUCHUNGEN

VI. 1 Schwermetalle im Schwebstaub

(nach: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1983, 1985a)

Die Abteilung Immissionsschutz führte in den Zeiträumen Dezember 1981 bis Mai 1983 und Jänner 1985 bis Jänner 1986 im Raum Linz eine Untersuchung des Schwebstaubes auf Schwermetalle durch.

Folgende 5 Meßstationen wurden zur Untersuchung herangezogen:

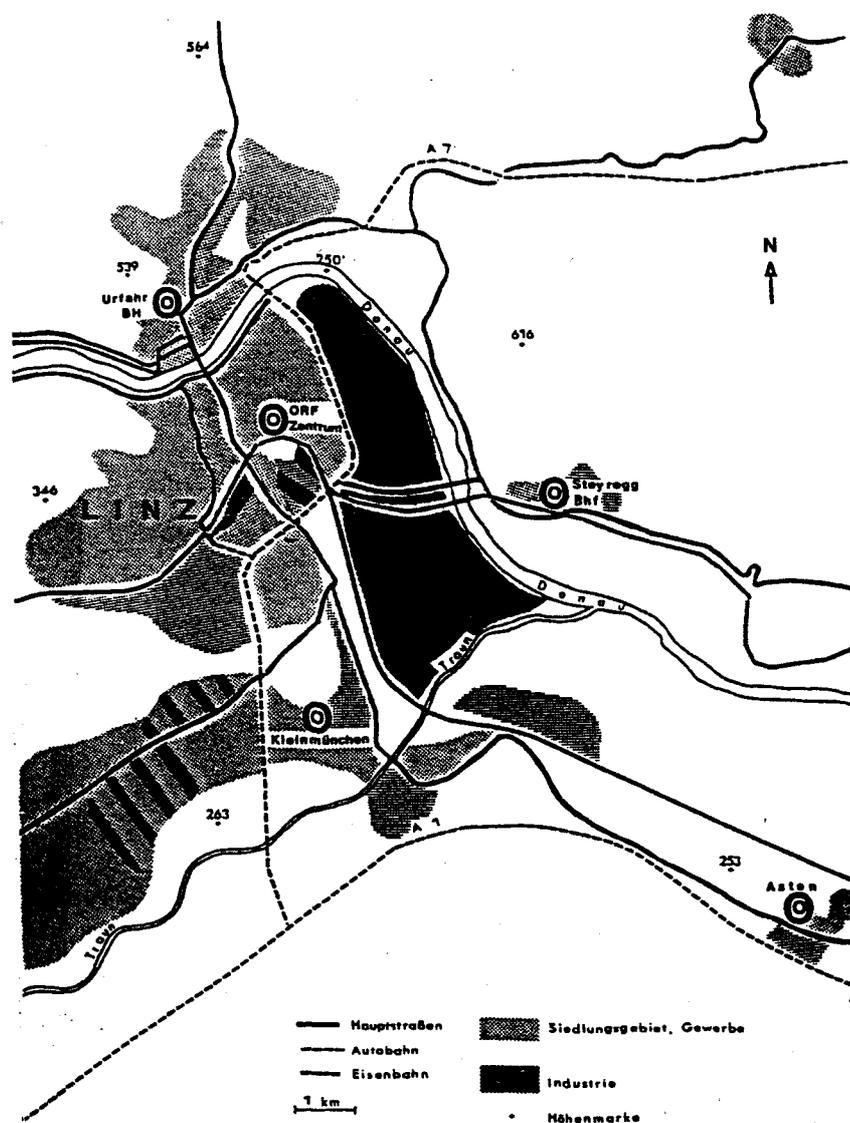


Abb. A. 12: Meßstationen der Staubuntersuchung im Raum Linz

Der Tab. A.4 sind die Mittelwerte von 12 ausgewählten Komponenten über den Meßzeitraum Dezember 1981 bis Mai 1983 zu entnehmen.

Wie ersichtlich, wies die Station ORF-Zentrum die höchste Staub- und Schwermetallbelastung auf. Auffallend waren v.a. die hohen Werte für Cadmium, Eisen, Vanadium und Mangan. Die dazu vergleichsweise durchschnittlichen Bleiwerte lassen auf Industriegebiet und diverse Heizungsanlagen als verantwortliche Emittenten schließen.

In der Gesamtstaubbelastung folgen die Stationen Kleinmünchen und BH-Urfahr, wobei die erstere deutlich niedrigere Metallwerte aufwies, was auf einen erhöhten organischen Anteil im Staub (aus Heizungsanlagen) schließen läßt. Bemerkenswert war der hohe Blei-Anteil der

Station BH-Urfahr, was den hohen Einfluß des Kfz-Verkehrs auf die dortige Immission unterstreicht.

Die Station Steyregg wies zwar eine niedrigere Gesamtstaubbelastung als die vorher erwähnten Standorte auf, dennoch sind die Schwermetallwerte als erhöht einzustufen (beachte Chrom-, Nickel- und Kupfer-Werte). Als Hauptemittent dürfte wie bei der Station ORF-Zentrum die Industrie in Frage kommen.

Asten wies erwartungsgemäß die niedrigste Belastung auf, vergleichsweise hoch waren jedoch die Cadmium- und Kupfer-Werte.

Im Vergleich dazu sind in Tab. A.4 2-Jahres-Mittelwerte aus Karlsruhe, einem industriell weniger belasteten Gebiet, angegeben.

Tab. A. 4: Zeitlich gewichtete Durchschnittswerte über den gesamten Meßzeitraum Dezember 1981 bis Mai 1983

Angaben für Staub in mg/m^3 , für alle Metalle in ng/m^3 (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1983)

	Steyregg Bahnhof	BH- Urfahr	Asten	Klein- münchen	ORF- Zentrum	Karls- ruhe
Staub	0,070	0,085	0,052	0,088	0,129	0,042
Pb	268	994	213	380	360	372
Cd	3,2	2,9	7,4	2,8	10,1	1,9
Zn	261	236	139	178	290	180
Ca	1.443	3.792	642	1.670	2.282	875
Mg	267	427	117	244	287	185
Fe	2.159	1.616	560	602	5.581	721
Cr	8,4	4,2	3,6	4,2	8,0	7,3
Ni	38,6	12,6	19,3	14,0	25,1	14
Cu	53	36,5	82	22,8	49	15
V	28,4	27,5	13,0	21,9	44,2	16
Mn	89	74	26,3	43,9	109	39

Aus Tab. A.5 und A.6 ist der Vergleich zwischen Sommer und Winter möglich. Deutlich ist die erhebliche Mehrbelastung durch Staub- und Schwermetallimmissionen während der Wintermonate ersichtlich. Die überproportionale Erhö-

hung der Vanadium-Werte während des Winters wird auf Emissionen aus ölbeheizten Heizungen zurückgeführt.

Die stärksten saisonalen Schwankungen traten in BH-Urfahr auf, was unter Be-

achtung des krassen Anstieges der Eisen-Werte auf beträchtliche Immissionen aus dem Industriegebiet während der Wintermonate (austauscharme Wetterlagen) zurückgeführt wird. Zusätzlich traten aber auch hohe Belastungen

durch Heizungsanlagen auf. Der KFZ-Verkehr dürfte einen wesentlichen Einfluß haben.

Zum Vergleich sind wiederum Werte aus Karlsruhe angeführt.

Tab. A. 5: Zeitlich gewichtete Durchschnittswerte für Messungen im Sommerhalbjahr (April – September), Meßzeitraum Dezember 1981 bis Mai 1983.
Angaben für Staub in mg/m^3 , für alle Metalle in ng/m^3 (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1983)

	Steyregg Bahnhof	BH- Urfahr	Asten	Klein- münchen	ORF- Zentrum	Karls- ruhe
Staub	0,051	0,056	0,044	0,073	0,094	0,039
Pb	196	572	114	296	230	297
Cd	2,8	1,8	4,8	2,3	2,7	1,4
Zn	204	151	90	134	204	134
Ca	1.495	2.216	633	1.394	2.207	—
Mg	271	215	112	258	275	—
Fe	2.161	759	440	521	4.968	—
Cr	9,0	3,5	3,1	3,8	7,7	5,6
Ni	41,8	6,8	19,5	10,2	15,8	8,9
Cu	41	31,5	66	23,8	37	12
V	15,1	13,3	3,6	12,4	23,3	12
Mn	75	48	15,4	31,5	94	34

Tab. A. 6: Zeitlich gewichtete Durchschnittswerte für Messungen im Winterhalbjahr (Oktober – März), Meßzeitraum: Dezember 1981 bis Mai 1983
Angaben für Staub in mg/m^3 , für alle Metalle in ng/m^3 (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Immissionsschutz, 1983)

	Steyregg Bahnhof	BH- Urfahr	Asten	Klein- münchen	ORF- Zentrum	Karls- ruhe
Staub	0,089	0,125	0,063	0,101	0,149	0,043
Pb	332	1.563	410	454	451	443
Cd	3,5	4,4	12,6	3,1	15,4	2,4
Zn	311	350	236	216	350	228
Ca	1.397	5.914	660	1.912	2.336	—
Mg	264	711	127	233	297	—
Fe	2.158	2.772	801	673	6.013	—
Cr	7,9	5,2	4,7	4,6	8,3	8,7
Ni	35,7	20,3	19,0	17,4	31,9	19,7
Cu	63	43,2	114	22,0	57	19
V	40,3	46,6	31,8	30,3	58,9	21
Mn	102	110	48,0	54,8	120	46

Im Zeitraum Jänner 1984 bis Jänner 1985 gab es bei der Staubbelastung keine wesentlichen Veränderungen. Lediglich die Bleiimmissionen gingen dank der Reduktion des Blei-Gehaltes im Vergaserkraftstoff deutlich zurück.

Der Tab. A.7 sind die Metallgehalte in der Luft und der Metallgehalt im Staub der einzelnen Meßstellen im Zeitraum Jänner 1984 bis Jänner 1985 zu entnehmen.

Tab. A. 7: Stationsvergleich der Mittelwerte über den Untersuchungszeitraum Jänner 1984 bis Jänner 1985
(Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1985)

Meßstelle:	Urfahr	Asten	K.Muench.	ORF-Ztr.	Steyregg
<i>Staub (mg/m³)</i>	0.078	0.037	0.080	0.100	0.105
<i>Element</i>	<i>Metallgehalt in der Luft (ng/m³)</i>				
B	12	6	7	13	19
Cd	2	1	2	3	21
As	7	4	6	9	7
Cr	5	2	4	10	8
Zn	251	91	164	311	311
P	67	21	44	106	109
Hg	0,33	0,10	0,17	0,52	0,26
Pb	450	120	206	249	153
Fe	996	209	459	4.114	1.339
Mn	97	16	43	104	101
Mg	387	66	253	259	267
Cu	43	14	17	61	32
Ca	3.104	363	1.345	1.784	1.938
V	31	11	21	46	26
Ni	14	6	10	25	17
	<i>Metallgehalte im Staub (mg/kg)</i>				
B	146	168	83	116	183
Cd	24	30	25	27	281
As	71	76	61	69	60
Cr	64	43	49	90	73
Zn	2.953	2.151	1.815	2.759	2.825
P	855	525	517	999	972
Hg	4	2	2	4	2
Pb	5.579	3.005	2.487	2.182	1.349
Fe	11.985	5.264	5.692	38.567	13.257
Mn	1.118	364	530	939	965
Mg	4.517	1.649	3.186	2.402	2.449
Cu	542	335	210	589	321
Ca	37.224	8.941	17.253	16.432	18.003
V	333	250	237	392	210
Ni	155	142	122	225	173
<i>Summe g/kg</i>	66	23	32	66	41

Steyregg/Im Weih, das im letzten Staubmeßprogramm noch nicht enthalten war, und die Station ORF-Zentrum wiesen die höchste Staubbelastung und erhebliche Schwermetallkonzentrationen auf. In Steyregg fällt vor allem der deutlich höhere Cadmium-Wert auf, der auf spät-sommerliche extreme Emissionen der VÖEST zurückgeführt werden konnte. Bei den sonstigen Schwermetallen ähneln sich aber diese beiden Stationen. Die Eisen- und Kupferwerte der Station ORF-Zentrum werden hauptsächlich auf die vorbeiführende Eisenbahnlinie zurückgeführt.

Bei der Gesamtstaubbelastung folgten die Stationen Kleinmünchen und Urfahr, wobei die erste wiederum deutlich niedri-

gere Metallgehalte als die zweite aufwies.

Asten gilt wiederum als deutlich am niedrigsten belastete Station. Der Vergleich mit deutschen Großstädten mit viel Industrie ergibt etwa ähnliche Schwermetallimmissionen wie in Linz.

Die Immissionsgrenzwerte der Oberösterreichischen Luftreinhalteverordnung für Gesamtstaub wurden v.a. an den Stationen ORF-Zentrum und Steyregg/Im Weih deutlich überschritten. Der Vergleich der Werte von Blei und Cadmium mit den Grenzwerten der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (BRD) von 2.000 ng/m^3 für Blei und 40 ng/m^3 für Cadmium ergab jedoch keine Überschreitung im Raum Linz für diese beiden Metalle.

VI. 2 Metalle, Elektrolyte und saure Komponenten im Linzer Schwebstaub (nach: Institut für Analytische Chemie der Technischen Universität Wien, 1986)

Schwebstaubanalysen des Institutes für Analytische Chemie der TU Wien (1986) an den 4 Meßstellen ORF-Zentrum, Berufsschulzentrum, BH-Urfahr und Steyregg/Im Weih (Lage s. Abb. A.4) ergaben folgendes:

Die Umgebung des Industriegebietes ist durch dessen Emissionen signifikant höher mit Schwebstaubmasse, Metallen (Calcium, Eisen, Mangan, Blei, Vanadium, Zink, Kupfer, Cadmium und Chrom) und Elektrolyten (Na^+ , K^+ , NH_4^+ , F^- , HCOO^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{--}) belastet. Die Schwebstaubmassenkonzentration an den Meßstellen, die jeweils in der Abgasfahne der industriellen Emittenten lagen, war im Durchschnitt etwas mehr als doppelt so hoch wie an windaufwärts gelegenen Meßstellen im Wohngebiet. Dafür verantwortlich war vor allem die Zunahme der Elektrolyte (Sulfat, Nitrat, Chlorid, Ammonium, Natrium und Kalium) im Schwebstaub.

Vor allem bei stagnierenden Wetterlagen war das Ansteigen der Schwebstaubkonzentration stets mit einem überproportionalen Anstieg der Elektrolyte, im besonderen des Sulfats, des Nitrats und der Ammoniumkonzentration, gekoppelt.

Die Untersuchungen auf saure Komponenten ergab, daß bei stagnierenden Wetterlagen das überproportionale Ansteigen des Elektrolytgehaltes (v.a. Chloride, Nitrate und Sulfate) im Schwebstaub und der gleichzeitige Anstieg der atmosphärischen Konzentration an "freien Säuren" (Salzsäure, Salpetersäure, Schwefelsäure) die erhöhte Korrosivität der Linzer Atmosphäre verursachen. Die kurzfristigen Spitzenwerte der Sulfat- und Nitratkonzentrationen waren vergleichsweise zu anderen Ballungszentren (Po-Ebene, Wien, Laibach und Anaheim-Los Angeles) deutlich höher.

VI. 3 Staubniederschlag in Linz (1988) (nach: Magistrat Linz, Amt für Umweltschutz, 1989)

Im Gemeindegebiet Linz wurde während des Jahres 1988 an 86 Meßstellen nach der Methode "Bergerhoff" der Staubniederschlag gemessen.

Dabei lagen die Schwerpunkte der Belastung westlich bis nordwestlich des Industriegebietes, während der Norden und

der Süden des Stadtgebietes deutlich geringer belastet waren (aus Flächenmittelwerten über den gesamten Zeitraum).

Auffallend ist, daß fast jeden Monat die Station VÖEST-Haupteinfahrt am höchsten oder zweithöchsten belastet war.

VII ERKENNTNISSE AUS KOHLENWASSERSTOFFMESSUNGEN IM RAUM LINZ/STEGREGG

(nach: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1981a, 1985c, 1986a)

VII. 1 Meßperiode Juli 1984 – Juli 1985

Die Probenahme erfolgte an 20 Meßpunkten im Raum Linz und 5 Background-Punkten in 5 Meßzyklen zu je 4

Punkten in Linz und einem Backgroundpunkt. Es wurde nur tagsüber gemessen.

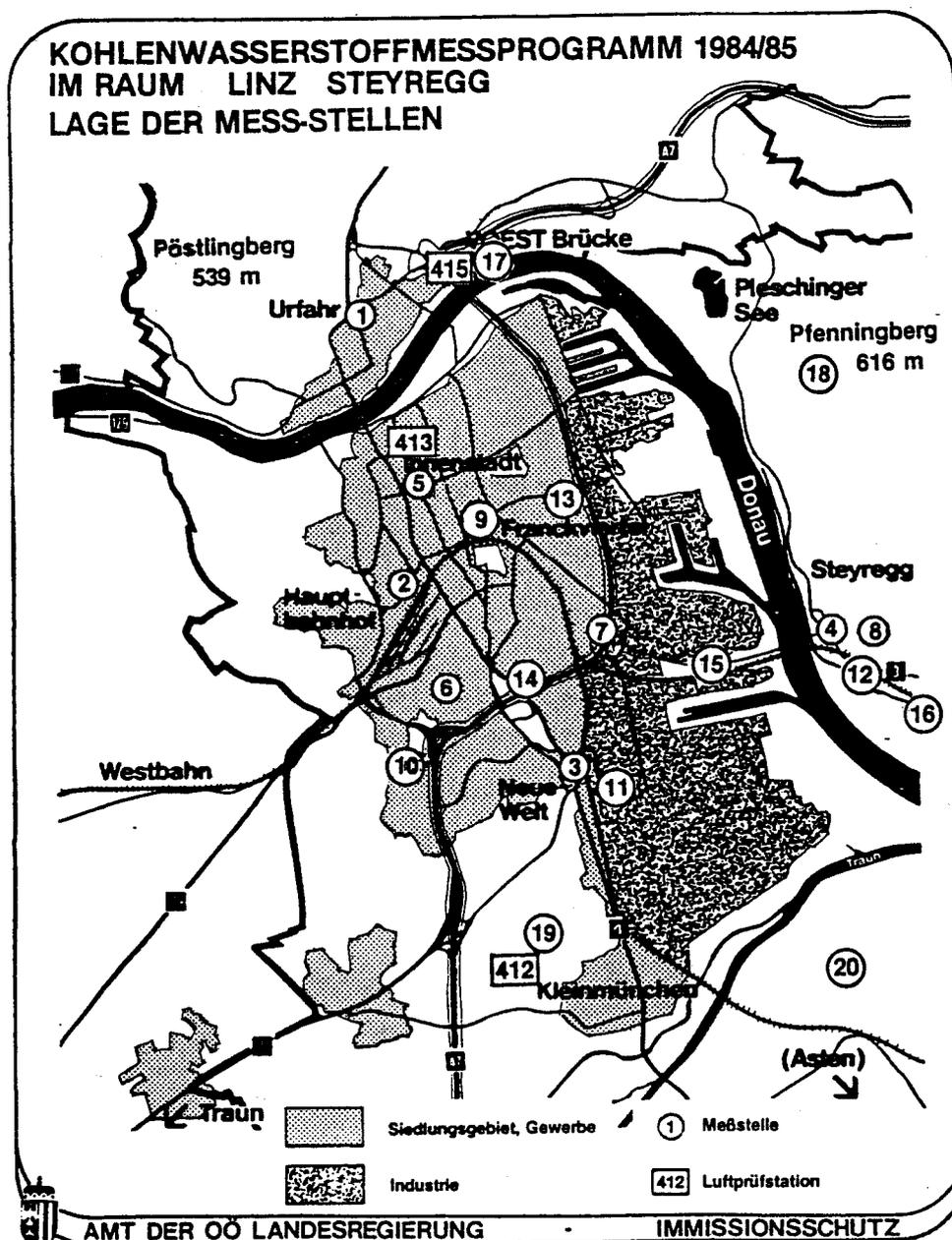


Abb. A. 13: Lage der Meßpunkte

Als Background-Meßpunkte wurden gewählt:

- 21 Bad Leonfelden (bei Nordwind)
- 22 Wels/Marchtrenk (bei Südwest- bis Westwind)
- 23 Aschach (bei Nordwest- bis Westwind)
- 24 Perg (bei Ostwind)
- 25 Steyr/Kronstorf (bei Südwind)

In Tab. A.8 ist die Gesamtauswertung der Meßgebiete Linz/Steyregg und Background ersichtlich. Dabei bedeutet I1 = arithmetischer Mittelwert (Langzeitwert), I2 = 95 % - Wert der Summenhäufigkeit (Kurzzeitwert), max. Wert = höchster gemessener Halbstundenmittelwert und Anz.HMW = Gesamtzahl der Halbstundenmittelwerte.

Tab. A. 8: Gesamtauswertung der Kohlenwasserstoff-Meßergebnisse der Meßgebiete Linz/Steyregg und Background
(Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1985)

<i>Meßgebiet Linz/Steyregg</i>					
<i>Komponente</i>	<i>($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	<i>I1</i> <i>($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	<i>I2</i> <i>($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	<i>max. Wert</i> <i>HMW</i>	<i>Anz.</i>
<i>Aliphate</i>	63,1	250	1.201	288	
<i>Benzol</i>	23,9	100	235	287	
<i>Toluol</i>	35,1	125	331	288	
<i>Ethylbenzol</i>		9,5	50	67	286
<i>m/p-Xylol</i>	22,6	100	180	287	
<i>o-Xylol</i>	11,1	50	80	287	
<i>C3-Alkylaromaten</i>		34	150	432	279
<i>C4-Alkylaromaten</i>		16	100	349	277
<i>Styrol</i>	1,7	<25	18	244	
<i>Naphthalin</i>	2,2	<25	26	151	
<i>Terpene</i>	4	25	100	238	
<i>Perchlorethylen</i>		5,1	25	66	278
<i>Summe Kohlenw.</i>		255	880	1740	288
<i>Meßgebiet Background</i>					
<i>Aliphate</i>	20,8	100	201	63	
<i>Benzol</i>	10,7	<50	51	63	
<i>Toluol</i>	13,1	50	96	63	
<i>Ethylbenzol</i>		3,4	<25	22	63
<i>m/p-Xylol</i>	7,7	25	48	63	
<i>o-Xylol</i>	3,3	<25	23	63	
<i>C3-Alkylaromaten</i>		9,5	50	74	63
<i>C4-Alkylaromaten</i>		3,7	<50	44	63
<i>Styrol</i>	0,4	<25	5	55	
<i>Naphthalin</i>	1,5	<25	17	34	
<i>Terpene</i>	0,7	<25	13	53	
<i>Perchlorethylen</i>		1,6	5	10	63
<i>Summe Kohlenw.</i>		85	380	426	63

Aus den arithmetischen Mittelwerten der Meßwerte in Tab. A.9 ist folgendes zu entnehmen:

Bei den Aliphaten ab C6 wiesen die Stationen 5, 6, 7 und 8 die höchste Belastung auf. Standort 8 liegt in einem verkehrsrughigen Gebiet.

Für Benzol/Toluol gilt im Abgas von Kfz ein Verhältnis von rund 2/3. Ein höheres Benzol/Toluol-Verhältnis spricht für eine Beeinflussung durch die Kokerei, wie etwa an den Punkten 12, 14, 15 und 16. An

den Stationen 5 und 6 konnte der ca. doppelt so hohe Toluol- wie Benzolwert durch die Nähe von Tankstellen erklärt werden.

Für die Linzer Benzol-Emissionen wurde geschätzt, daß etwa 65 – 85 % aus dem Verkehr stammen und der Rest aus der Industrie.

In den Luftqualitätskriterien für Benzol des Umweltbundesamtes Berlin wird ein Grenzwert von 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als arithmetischer Jahresmittelwert empfohlen.

Tab. A. 9: *Arithmetische Mittelwerte der Meßwerte von Aliphaten, Benzol, Toluol und Perchlorethylen an den einzelnen Meßstellen (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1985)*

Meßstelle	Aliphat. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Benzol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Toluol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Per ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	60,9	34,4	48,4	4,6
2	45,6	25,0	39,0	8,9
3	44,7	15,9	31,0	3,0
4	14,9	8,6	11,8	1,1
5	158,1	50,9	88,6	18,7
6	97,9	26,7	47,1	1,5
7	153,9	40,0	57,7	6,0
8	124,6	24,6	41,1	2,1
9	38,6	18,4	32,7	9,1
10	31,4	12,3	16,6	3,2
11	44,2	15,6	27,5	2,9
12	24,2	11,5	12,5	1,5
13	50,5	21,4	29,6	6,9
14	31,9	37,0	27,7	2,7
15	37,1	28,4	26,9	3,5
16	54,7	36,9	37,7	2,7
17	60,2	22,0	41,9	6,7
18	36,2	14,6	26,4	2,1
19	59,2	20,8	31,4	11,9
20	34,7	11,1	18,0	3,5
21	7,2	5,9	4,8	1,4
22	22,8	8,5	11,5	2,3
23	15,1	12,9	12,9	1,2
24	34,2	16,2	23,1	1,3
25	14,3	7,2	7,1	1,6

Im Rahmen der windabhängigen Auswertung konnten die höchsten Konzentrationen bei Windstille, die niedrigsten bei Westwetterlage (Regen, stärkerer Wind) festgestellt werden.

Für die Alkylbenzole zeigten die Chromatogramme im großen und ganzen den typischen "Benzin-Fingerprint". Die C4-Alkylaromaten, die im Kfz-Abgas kaum mehr vorkommen, waren jedoch

gelegentlich sehr deutlich nachzuweisen (v.a. an den Punkten 9, 11 und 20). Dieser Umstand spricht für andere Emittenten als den Verkehr.

Auch das Auftreten von Styrol spricht für einen industriellen Emittenten.

Bei den Halogenverbindungen wurden neben dem Perchlorethylen auch häufig 1,1,1-Trichlorethan, Methylenchlorid, Trichlorethylen und Dichlorbenzol sowie gelegentlich Chloroform und Monochlorbenzol gefunden.

VII. 2 Meßperiode April 1985 – März 1986

In diesem Zeitraum beschränkte sich die Messung auf lediglich 2 Meßstellen (Punkt 17 und Punkt 3, siehe Abb. A.13), wurde allerdings im Gegensatz zur Periode 1984 – 1985 kontinuierlich über 24 Stunden in 8-tägigen Zyklen durchgeführt.

In Tab. A.10 sind die Ergebnisse der bei-

den Meßorte (Punkt 3: Berufsschulzentrum, Punkt 17: 24er-Turm) ersichtlich. Dabei bedeutet: I 1 = arithmetischer Mittelwert (Langzeitwert), I 2 = 95 % – Wert der Summenhäufigkeit (Kurzzeitwert), max. Wert = höchster gemessener Halbstundenmittelwert und Anz.HMW = Gesamtzahl der Halbstundenmittelwerte.

Tab. A. 10: Gesamtauswertung der Kohlenwasserstoff-Meßergebnisse für die Meßorte Berufsschulzentrum und 24er-Turm
(Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1986)

<i>Meßort: Berufsschulzentrum</i>				
<i>Komponente</i>	<i>I1</i> ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	<i>I2</i> ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	<i>max. Wert</i> ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	<i>Anz. HMW</i>
<i>Aliphate</i>	30,1	112,5	285	438
<i>Benzol</i>	11,6	37,5	84	438
<i>Toluol</i>	15,6	47,5	129	438
<i>Perchlorethylen</i>	1,6	9,5	28	438
<i>Ethylbenzol</i>	5,9	25,0	51	438
<i>m/p-Xylol</i>	12,9	45,0	133	438
<i>o-Xylol</i>	8,0	32,0	86	438
<i>C3-Alkylaromaten</i>	38,1	170,0	465	397
<i>C4-Alkylaromaten</i>	18,7	100,0	361	397
<i>Summe Kohlenw.</i>	137,1	540,0	1341	438
<i>Meßort: 24-er Turm</i>				
<i>Aliphate</i>	25,2	140,0	243	99
<i>Benzol</i>	6,0	22,5	54	125
<i>Toluol</i>	9,6	40,5	93	125
<i>Perchlorethylen</i>	1,4	5,0	43	100
<i>Ethylbenzol</i>	2,6	12,0	18	121
<i>m/p-Xylol</i>	7,1	36,0	47	125
<i>o-Xylol</i>	3,4	15,0	24	120
<i>C3-Alkylaromaten</i>	13,4	63,0	119	83
<i>C4-Alkylaromaten</i>	6,3	36,0	97	105
<i>Summe Kohlenw.</i>	68,2	332,5	658	125

Wenngleich auch der Tagesgang der Kohlenwasserstoffe am Meßpunkt 3 die weitgehende Beeinflussung durch den Verkehr (Berufsverkehr) zeigte, konnte die windabhängige Auswertung erneut die Unregelmäßigkeit des Benzol/Toluol-Verhältnisses nachweisen (vgl. Kap. VII. 1). So wurde bei Winden aus nord-östlicher Richtung mehr Benzol als Toluol

an diesem Standort gemessen, was den Einfluß der Kokerei verdeutlicht.

Am Meßpunkt 17 gilt nur der Kfz-Verkehr als einflußreicher KW-Emittent.

Die starke Erhöhung der KW-Konzentrationen bei Windstille konnte erneut bestätigt werden.

VII. 3 Belastung durch wenig flüchtige und flüchtige organische Verbindungen (nach: Institut für Analytische Chemie der Technischen Universität Wien, 1986)

VII. 3.1 Wenig flüchtige organische Verbindungen

Die Luftproben wurden an den Standorten Berufsschulzentrum und Steyregg/Im Weih (Lage s. Abb. A.4) genommen.

Die im Durchschnitt festgestellte Immission an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) lag im für eine Stadt in der Größe von Linz zu erwartenden Bereich.

Die durchschnittliche Konzentration von Benzo(a)pyren (BaP) in der untersuchten Meßperiode betrug $3,3 \text{ ng/Nm}^3$. Eine Erhöhung dieses Durchschnittwertes um maximal das sechsfache (20 ng BaP/Nm^3) windabwärts des Industriegebietes gilt aber als deutlicher Hinweis auf industrielle Emissionen von BaP.

Der Vergleich der PAH-Profile (die relativen PAH-Konzentrationen) von Linz und Wien zeigte signifikante Unterschiede – ein Hinweis auf die unterschiedliche Emittentensituation.

Die relativen Konzentrationen in den PAH-Profilen lagen für Benzo(b)naphtho(2,1-d)thiophen, Fluoranthen, Chrysen + Triphenylen, Benzo(b)+(j)+(k)fluoranthen, Benzo(e)pyren und Dibenzo(a,c)+(a,h)anthracen höher als in Wien, was für zusätzliche Emissionen dieser Schadstoffe durch die Industrie spricht.

Auch der Nachweis von Carbazol und Acridin in Linz, im Gegensatz zu Wien, gibt Hinweise auf die industrielle Emission dieser Substanzen. Deutlich höhere Konzentrationen dieser Stoffe windabwärts des Industriegebietes bestärken diese Annahme.

Einen bedeutenden zusätzlichen Emittenten von PAH dürfte die Kokerei der VÖEST darstellen.

Gleiche Konzentrationen der aromatischen Ketone Fluorenon und Anthrachinon (typisch für Dieselabgase) in der Atmosphäre von Linz und Wien ergaben keine Hinweise auf außergewöhnliche Emissionen dieser Schadstoffgruppe durch die Linzer Industrie.

VII. 3.2 Flüchtige organische Verbindungen

Vor allem bei stagnierenden Wetterlagen waren starke Anstiege von flüchtigen organischen Verbindungen in der Atmosphäre zu beobachten. Der überproportionale Anstieg der Benzolkonzentration und das Auftreten hoher Naphthalinkonzentrationswerte geben Hinweise auf eine hohe Beteiligung der Industrie an der Zunahme der Immissionen.

Der Vergleich der Linzer Meßdaten mit Ergebnissen aus Berlin zeigt v.a. für Benzol und Naphthalin deutlich höhere Konzentrationen in der Linzer Luft.

VIII ERKENNTNISSE AUS UNTERSUCHUNGEN ÜBER INHALTSSTOFFE IM TROCKENEN UND NASSEN NIEDERSCHLAG

(nach: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1985b, 1988a)

Ab dem Jahre 1983 wurden vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Immissionsschutz im Raum Linz an den Punkten Linz/Goethestraße (1984/1985) und Steyregg nasse und staubförmige Niederschläge gesammelt und auf ihre Inhaltsstoffe geprüft. Ausgewertet wurden die Ionen H^+ , NO_3^- , SO_4^{--} , Cl^- , Na^+ , NH_4^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{+++} .

Im Vergleich mit den sonstigen in Oberösterreich befindlichen Meßstellen zeigte sich, daß der Niederschlag im Raum Linz deutlich weniger sauer ist als in den Reinluftgebieten. Die mittleren Jahres-pH-Werte des Regens lagen in Linz-Steyregg zwischen 5,5 und 6,2.

Dieser Umstand wird darauf zurückgeführt, daß H^+ durch NH_3 abgepuffert wird und dadurch die Eintragungswerte von NH_4^+ erhöht sind.

Bei Betrachtung der Schadstoffeinträge an den einzelnen Stationen zeigte sich jedoch der Raum Linz als deutlich höher belastet.

Vor allem der Stickstoffeintrag in Form von Nitrat und Ammonium lag mit 40 bis

50 kg/ha/a beim 2- bis 3-fachen der Werte außerhalb von Linz. Die Tendenz einer Abnahme der Werte konnte nicht festgestellt werden.

Die Sulfatbelastung ist im Raum Linz ebenfalls deutlich höher als an den übrigen Stationen, allerdings konnte seit 1986 eine kontinuierliche Abnahme des Eintrages auf ein Drittel im Jahr 1988 festgestellt werden.

Für den Vergleich der sonstigen Ioneneinträge durch trockenen und nassen Niederschlag seien exemplarisch die Jahresdepositionsmengen der Stationen Wurzeralm (Reinluftstation) und Steyregg für 1988 angeführt (Tab. A.11).

Wie ersichtlich, liegen bei etwa halb so großen Regenmengen des Jahres 1988 in Steyregg die Depositionen aller Schadstoffe in Steyregg deutlich höher als auf der Wurzeralm. Vor allem die trockene Deposition ist in Steyregg um ein Vielfaches höher, ein Umstand, der auch in den vorangegangenen Jahren im Vergleich zu den anderen Stationen beobachtet werden konnte und die besondere Belastung des Linzer Raumes unterstreicht.

Tab. A. 11: Ioneneintragssummen durch nasse und trockene Deposition an den Stationen Steyregg und Wurzeralm für das Jahr 1988
(Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1988)

	Nasse Deposition		Trockene Deposition	
	Steyregg	Wurzeralm	Steyregg	Wurzeralm
Anz. Regentage	122	196		
Regenmenge (mm)	748	1663		
IONENEINTRAG (mg/m²)				
H ⁺	0,0	0,0		
Cl ⁻	810,5	271,3	200,5	70,9
NO ₃ ⁻	4.673,2	2.751,6	2.563,2	254,7
SO ₄ ⁻⁻	5.363,6	2.607,0	3.382,6	395,8
NA ⁺	196,4	126,8	70,6	43,7
K ⁺	248,8	90,5	213,2	85,2
NH ₄ ⁺	3.292,4	1.016,0	945,7	161,2
Ca ⁺⁺	1.191,7	330,9	2.104,1	413,5
Mg ⁺⁺	197,6	51,5	466,1	40,2
Fe ⁺⁺⁺	44,4	17,9	534,0	17,3
Zn ⁺⁺	45,7	41,0	32,5	5,9
Pb ⁺⁺	0,0	0,0	8,4	0,8
Cr ⁺⁺⁺	0,0	0,0	1,8	0,1

Der Jahresgang der Schadstoffkonzentrationen im Jahr 1988 zeigte für den Raum Linz die höchste Belastung im Winter, was durch das Auftreten ausaustauscharmer Wetterlagen (Inversion, Nebel) und die Heiztätigkeit erklärt wurde.

Das Auftreten von Smogereignissen (z.B. im Jänner 1985) führte im Raum Linz zu vergleichsweise außerordentlich hohen Schadstoffdepositionen. So erreichten die Depositionswerte im Jänner 1985 an der Station Steyregg das Ausmaß eines Jahreseintrages einer außerhalb des Linzer Immissionsgebietes liegenden Meßstelle.

Die Meßstelle Linz/Goethestraße war le-

diglich während der Jahre 1984/1985 in Betrieb. Während dieses Zeitraumes war diese Station vergleichsweise geringer belastet als Steyregg.

Auch die Untersuchung des nassen Niederschlages an zwei Stationen des Raumes Linz (Institut für Analytische Chemie der TU Wien, 1986) konnte an der östlich des Industriegebietes gelegenen Meßstelle Steyregg zwei- bis dreimal höhere Ioneneintragsmengen von Sulfat, Nitrat und Ammonium nachweisen als an der westlich davon gelegenen. Für Chlorid lag die Erhöhung der Deposition an der östlich gelegenen Meßstelle Steyregg im Bereich des zwei- bis fünffachen.

IX ERKENNTNISSE AUS FLECHTENKARTIERUNGEN

Schon seit vielen Jahren ist die Bedeutung der Rindenflechten als Indikatorpflanzen für Luftverunreinigungen bekannt. Seit dieser Erkenntnis wurden

vor allem in städtischen Gebieten Kartierungen durchgeführt und zur Beurteilung der Luftqualität herangezogen.

IX. 1 Flechtenkartierung 1961 und 1962 (nach: BORTENSCHLAGER und SCHMIDT, 1963)

Die erste Kartierung im Raum Linz wurde nach einer unterschiedlichen Methodik als die Folgeuntersuchungen durchgeführt, daher sind die Ergebnisse auch nur bedingt vergleichbar.

Die Zone 5 lag im dichtverbauten Stadtzentrum, dem Industriegebiet mit einem Ausläufer nach Steyregg, sowie inselartig an den zur Industrie offenen Westabhängen des Pfenningberges.

Eingeteilt wurde in fünf Zonen (Zone 1: Normalzone bis Zone 5: Flechtenwüste). Die Zone 1 wurde im engeren Stadtgebiet nirgends mehr erreicht und war in der Umgebung von Linz an die Höhenstufe über ca. 350 – 400 m (am Pfenningberg, östlich des Industriegebietes, über 500 m) gebunden.

Charakteristisch an der Ausbreitung der Zone 4 war, daß sie im Westen der Stadt nur als schmales Band an die Zone 5 angrenzte, während sie sich im Osten weit aus dem Stadtgebiet Linz bis nach Luftenberg erstreckte. Dies entspricht dem häufigen Auftreten von Westwinden, die die Emissionen der Industrie weit in östliche Richtung verfrachten.

IX. 2 Flechtenkartierung 1977 (nach: HOISLBAUER 1978, 1982)

HOISLBAUER (1978) führte seine Untersuchung über den Flechtenbewuchs im Raum Linz zusätzlich nach der IAP-Methode (IAP = Index of Atmospheric Purity) durch. Nach dieser Methode werden alle vorkommenden Flechtenarten berücksichtigt. Für die Höhe des IAP-Faktors spielt die Gesamtartenzahl, die mittlere Begleitartenzahl, der Deckungsgrad und die Vitalität jeder einzelnen Art eine Rolle. Diese Methode eignet sich daher zur Darstellung immissionsbelasteter Gebiete besser als die qualitative Methode, wo nur einzelne Arten ausgewertet werden.

Zone 1 (Normalzone) kommt im Raum Linz nur mehr kleinflächig, v.a. nördlich und südlich des Stadtgebietes vor (Abb. A.14). Der Verlauf und das Auftreten der Zonen 1 und 2 ist einerseits mit einer geringen Bebauungsdichte, andererseits mit dem Anstieg des Geländes korreliert.

Der Großteil des Stadtgebietes wird von den Zonen 4 und 5 (Flechtenwüste) dominiert. Die Zone 4 zieht sich östlich aus dem Stadtgebiet die Westhänge des Pfenningberges weit hinauf und erstreckt sich bis zum Luftenberg. Auch die Zone

5 reicht im Osten aus dem Stadtgebiet in Richtung Steyregg hinaus.

Bei Vergleich der Abbildung A.14 mit Abb. A.1 (aus: SCHMEISS, 1974 – Ausbreitung und Reichweite von Rauchfahnen bei verschiedenen Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten im Großraum Linz) wird die Abhängigkeit der Lage der Flechtenzonen von den vorherrschenden Windrichtungen deutlich. Vor allem die häufigen West- und

schwachen Ostwinde sind für die Verbreitung der Zonen 4 und 5 im Raum Linz durch die Verfrachtung von Industrieemissionen verantwortlich.

Der Einfluß des Stadtklimas im Raum Linz hat für die Beeinträchtigung des Flechtenbewuchses keine große Bedeutung, weil ausreichend Nebel gute Feuchtigkeitsvoraussetzungen schaffen würde. Die Funde feuchtigkeitsliebender Arten konnten dies bestätigen.

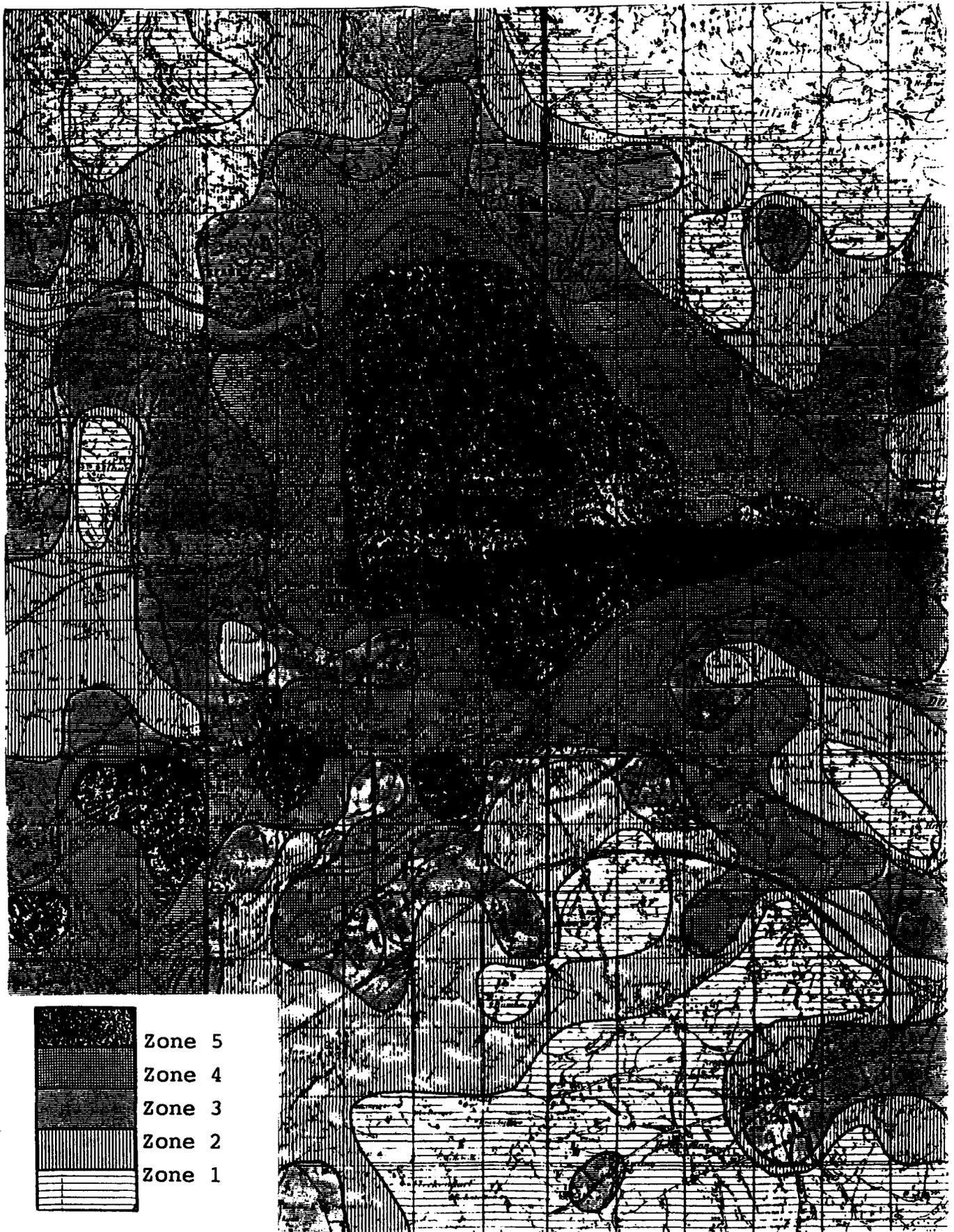


Abb. A. 14: Die Verteilung der IAP-Flechtenzonen im Raum Linz im Jahre 1977 (HOISLBAUER, 1978)

IX. 3 Flechtenkartierung 1986 bis 1988 (nach: TÜRK et al., 1988)

Wie bereits bei HOISLBAUER (1978) wurde der Flechtenbewuchs hauptsächlich an Birn- und Apfelbäumen untersucht, was eine weitgehende Vergleichbarkeit der Untersuchungen ermöglicht.

Eine unbelastete Zone 1 konnte im Stadtgebiet Linz nirgends mehr nachgewiesen werden. Zone 2 erstreckte sich an den im Norden der Stadt gelegenen Abhängen der Böhmisches Masse oberhalb der Inversionsobergrenze.

Ca. 75 % der Gesamtfläche von Linz sind stark bis sehr stark belastet. Sowohl Zo-

ne 4 als auch Zone 5 nahmen seit der Kartierung 1977 flächenmäßig deutlich zu.

Zone 5 umfaßte etwa 48 % des Linzer Stadtgebietes, wobei wiederum das Stadtzentrum (mittlerweile im Westen bis nahe an die Stadtgrenze), sowie die Industriegebiete im Osten und Süden zur "Flechtenwüste" zählten. Völlig flechtenfrei waren die Bäume in der Umgebung von Steyregg (bei HOISLBAUER, 1978, noch Zone 4). Der Raum Ebelsberg im südlichen Teil des Stadtgebietes zählte bereits ebenfalls zu Zone 5 (bei HOISLBAUER, 1978, noch Zone 3 und 4).

X ERKENNTNISSE AUS DER FORSTLICHEN BIOINDIKATION

X. 1 Blatt- und Nadelanalysen im Raum Linz im Jahre 1975 (nach: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1979)

Im Rahmen einer Studie über Immissionen im oberösterreichischen Zentralraum wurde im Jahre 1975 an Pappeln, Buchen und Fichten des Raumes Linz Blatt- und Nadelmaterial gewonnen und auf Schwefel- und Fluorgehalte analysiert.

Sehr starke pflanzenwirksame Schwefel-Immissionen wurden an den Westhängen des Pfenningberges ("Prallhänge" zur Industrie) und im Gebiet Steyregg festgestellt. Stark belastet waren auch die Gebiete bis etwa zur Linie Hohenstein - Pulgarn - Luftenberg östlich des Industriegebietes. Als weitere Gebiete starker Immissionsbelastungen galten der Ostteil des Kürnberger Waldes (westlich der Stadt Linz) sowie der Pöstlingberg.

Die Schwerpunktgebiete der Fluorimmissionseinwirkung auf die Waldbestände deckten sich weitestgehend mit jenen der Schwefelbelastung.

Die Gebiete im Süden von Linz waren geringen Schwefel- und Fluorimmissionen ausgesetzt.

Werte von $>0,10\%$ Schwefel in der Trockensubstanz im ersten Nadeljahrgang von Fichten waren in erster Linie östlich des Industriegebietes häufig. Bei Buche wurden sogar Gehalte von $>0,20\%$ Schwefel in der Trockensubstanz von Blättern festgestellt. Diese Gehalte sind außerordentlich hoch und bedeuten deutliche Grenzwertüberschreitungen, verglichen mit den Grenzwerten der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (1984).

Auch der Vergleich der Fluor-Gehalte von $0,8\text{ mg \%}$ Fluor in der Trockensubstanz im 1. Nadeljahrgang von Fichten mit den Grenzwerten der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (1984) bedeutet, daß im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich Überschreitungen vorkamen, mit Spitzenwerten von über $3,0\text{ mg \%}$ Fluor in der Trockensubstanz vor allem östlich des Industriegebietes. Bei Buche war die Situation ähnlich. Deutlich günstiger waren die Fluorgehalte im Raum südlich von Linz.

X. 2 Forstliches Bioindikatornetz 1983 - 1987 (nach: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1989)

Seit dem Jahre 1983 wird von der Forsttechnischen Abteilung der Oberösterreichischen Landesregierung im Raum Linz ein verdichtetes Netz von Probestämmen (Fichten) auf Schwefel- und Fluorgehalte in der Nadelmasse untersucht.

Beim Vergleich der Schwefel-Gehalte im 1. Nadeljahrgang fallen deutliche jahresmäßige Schwankungen auf, wobei der Trend einer Abnahme bis zum Jahr 1987 nicht festgestellt werden konnte. Im Jahre 1987 lagen die Schwefel-Gehalte des

1. Nadeljahrganges höher als im Jahr 1986, und die Anzahl der Überschreitungen des Grenzwertes von $0,11\%$ Schwefel in der Trockensubstanz nahm wiederum deutlich zu (Abb. A.15).

Eine Ortung von Belastungsschwerpunkten gestaltete sich schwierig, deutlich war jedoch festzustellen, daß die Schwefelgehalte des westlich der Stadt gelegenen Kürnberger Waldes mittlerweile höher sind als die des östlich gelegenen Pfenningberges.

Bei Fluor konnte in den letzten Jahren die Tendenz einer Abnahme der Gehalte festgestellt werden. Im Jahre 1985 lagen im Raum Linz noch fast alle Werte über dem gültigen Grenzwert von 0,8 mg % Fluor in der Trockensubstanz. Die Spitzenwerte erreichten gar Höhen von

über 3,0 mg % Fluor in der Trockensubstanz. Bis zum Jahr 1987 nahmen die Fluorwerte deutlich ab. Grenzwertüberschreitungen gab es hauptsächlich im Kürnberger Wald (westlich von Linz) und am Pfenningberg (östlich von Linz), (Abb. A.15).

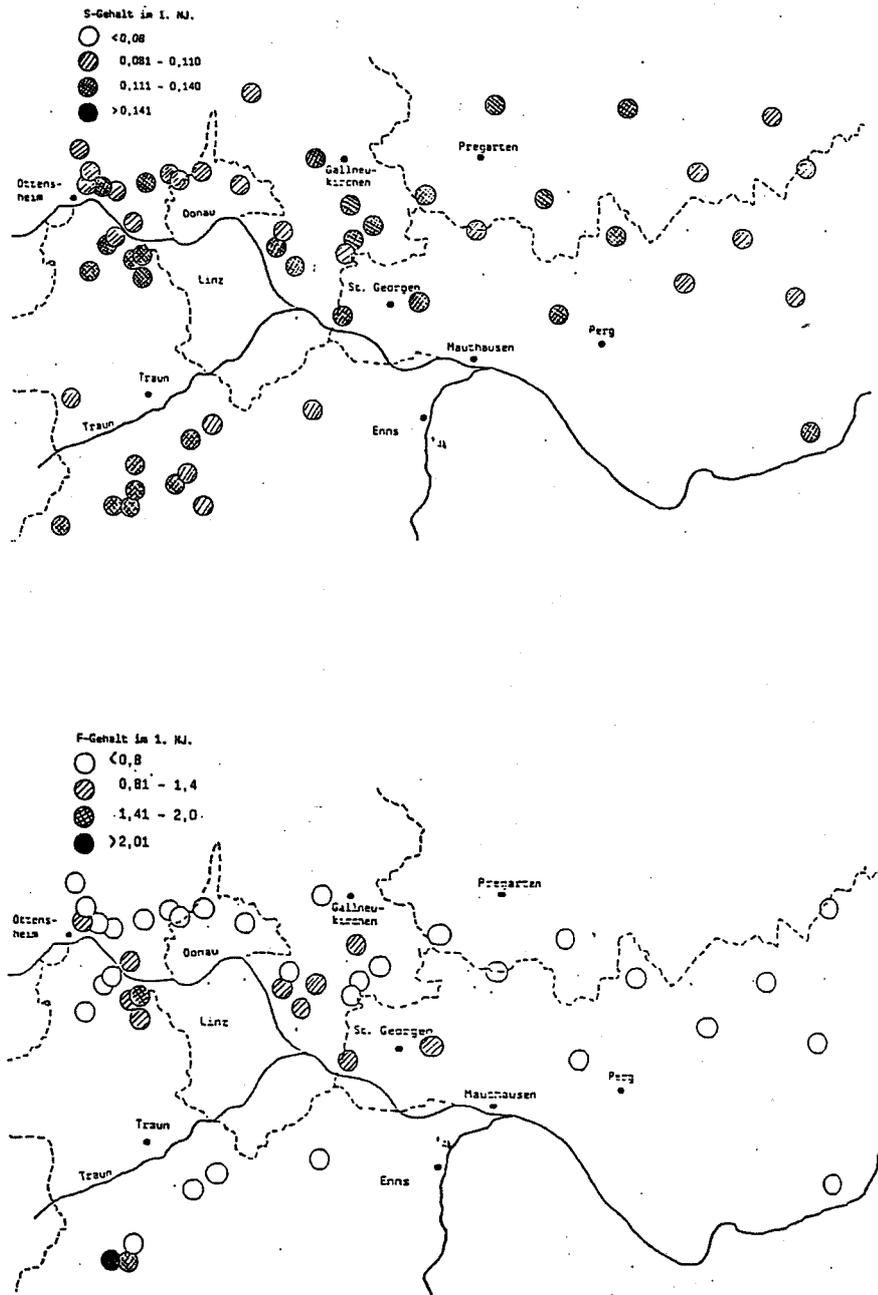


Abb. A. 15: Forstliches Bioindikatornetz Großraum Linz 1987, Schwefel- und Fluorgehalte im 1. Nadeljahrgang von Fichten (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1989)

XI SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Emissionen der Industrie, der Kraftfahrzeuge und des Hausbrandes sind im Raum Linz für eine beträchtliche Schadstoffbelastung verantwortlich, die sich durch eine ungünstige orographische Situation (Halbbecklage) in erster Linie bei stagnierenden Wetterlagen deutlich erhöht.

Sanierungsmaßnahmen der Industrie konnten in den letzten Jahren zwar die Immissionen für verschiedene Schadstoffe (am deutlichsten bei SO₂) senken, weitere Anstrengungen zur Verbesserung der Luftsituation sind jedoch dringend erforderlich, alleine wenn man die Vielzahl der emittierten Schadstoffe beachtet. Vor allem die Schwebstaubimmissionen und deren Inhaltsstoffe (Metalle und Elektrolyte) sowie die Ionengehalte des trockenen und nassen Niederschlages sind außerordentlich hoch.

Auch Untersuchungen mit Methoden der Bioindikation konnten den Bedarf einer Senkung der Immissionen bestätigen. So konnte durch Flechtenkartierungen in den Jahren 1961/62, 1977, 1986–1988 eine stetige Verschlechterung der Situation im Raum Linz festgestellt werden.

Auch mit Hilfe von landwirtschaftlichen Bioindikatorpflanzen konnten im Raum Linz deutlich höhere Belastungen mit den Schadstoffen Fluor, Blei, Cadmium und Quecksilber als im übrigen Oberösterreich nachgewiesen werden.

Im Rahmen der forstlichen Bioindikation konnte der Trend einer Senkung der Fluorgehalte in den Nadeln beobachtet werden. Für Schwefel war dies nicht der Fall.

Die Ergebnisse einer Untersuchung von Linzer Ackerböden auf die Schwermetallgehalte waren trotz erhöhter Schwermetalleinträge nicht weiter beunruhigend. Die Werte entsprachen noch weitgehend natürlichen Gehalten.

Versucht man aufgrund der vorliegenden Untersuchungen eine grobe Zonierung der vorrangig durch industrielle Emissionen belasteten Gebiete, so gelten als stark belastet (den Hauptwindrichtungen folgend) die Gebiete um Steyregg (östlich der Industrie) sowie das Gebiet westlich bis nordwestlich der Großindustrie. Der Süden von Linz weist die günstigste Immissionssituation auf.

LITERATURVERZEICHNIS ZU TEIL A

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Forsttechnische Abteilung, 1979: Der Wald als Weiser für die Luftgüte. Schriftenreihe des Landes Oberösterreich, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Forsttechnische Abteilung, 1989: Forstliches Bioindikatornetz im Großraum Linz, 1983 – 1987. Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz; 1980: Meßbericht 1. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1981a: Kohlenwasserstoffmessungen im Raum Linz/Steyregg. Zwischenbericht, Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1981b: Meßbericht 2. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1983: Schwermetalle im Schwebstaub, Messungen im Raum Linz. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1984: Meßbericht 3. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1985a: Schwermetalle im Schwebstaub, Messungen 1984. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1985b: Saurer Regen in Oberösterreich, Messungen Jänner 1984 bis Dezember 1985, Meßbericht 1. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1985c: Kohlenwasserstoffmessungen im Raum Linz/Steyregg, Meßbericht 1984/85. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1986a: Kohlenwasserstoffmessungen im Raum Linz, Meßbericht 1985/86. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1986b: Meßbericht 4. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1986c: Jahresbericht 1986. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1987: Jahresbericht 1987. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1988a: Saurer Regen in Oberösterreich, Messungen Jänner 1986 – Dezember 1988, Meßbericht 2. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Linz.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1988b: Jahresbericht 1988. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Linz.

BORTENSCHLAGER, S., SCHMIDT, H., 1963: Untersuchungen über die epixyle Flechtenvegetation im Großraum Linz. Naturk. Jahrb. d. Stadt Linz, 19 – 35.

FLATSCHER, 1952: Gutachten über aufgetretene Rauchs Schäden im Waldgebiet und in den Waldgebieten um den Pfenningberg. Linz.

HOISLBAUER, G., 1978: Rindenflechten im oberösterreichischen Zentralraum und ihre Abhängigkeit von Umwelteinflüssen. Dissertation, Leopold-Franzens-Universität, Innsbruck.

HOISLBAUER, G., 1982: Die Beurteilung der Luftgüteentwicklung im Linzer Großstadtraum mit Hilfe von Rindenflechten. Naturk. Jahrb. d. Stadt Linz, 28, 237 – 260.

HUFNAGL, H., 1957: Die Rauchs Schäden am Walde im Raum von Linz. Naturk. Jb. d. Stadt Linz: 6, 79–90, Linz.

Institut für Analytische Chemie, Abteilung für Umweltanalytik, TU Wien, 1986: Analytische Luftgütestudie für den Raum Linz. Studie im Auftrag des Ministeriums für Gesundheit und Umweltschutz.

Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987a: Erfassung von Belastungen landwirtschaftlicher Kulturen durch gas- und staubförmige Luftverunreinigungen, 1984 – 1987. unveröffentlicht.

Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt Linz, 1987b: Immissionserhebungen mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen im Stadtgebiet von Linz im Jahr 1986. Naturk. Jb. der Stadt Linz: 31/32, 121 – 148, Linz.

Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987c: Immissionserhebungen mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen im Stadtgebiet von Linz im Jahr 1987. unveröffentlicht.

Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987d: Immissionserhebungen mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen im Stadtgebiet von Steyregg. unveröffentlicht.

Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1989: Bodenuntersuchungen in Linzer Ackerböden. Bericht 6/89, Grüne Reihe, Magistrat Linz.

LAUSCHER, F., et. al., 1959: Witterung und Klima von Linz. Österreichische Gesellschaft für Meteorologie, Wien, Sonderheft "Wetter und Leben", Linz.

Magistrat Linz, Amt für Umweltschutz, 1989: Staubniederschlag in Linz 1988. vorläufige Fassung, in Fertigstellung.

SCHMEISS, L.R., 1974: Wind, Nebel und Niederschlag im oberösterreichischen Zentralraum. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung – Landesbaudirektion, Linz.

STARKE, P., 1983: Stadtklima, Immissionsverhältnisse und Flechtenverbreitung in Linz, Naturk. Jb. d. Stadt Linz: 29, 157 – 284, Linz.

TÜRK, R., WITTMANN, H., ROTH, S., WÖGERER, I., 1988: Die Luftqualität im Stadtgebiet von Linz – Untersuchungen über den epiphytischen Flechtenbewuchs im Bezug zur Schadstoffbelastung. vorläufige Fassung.

WEISZ, E., FRENZEL, J.W., 1961: Windströmung im Linzer Becken und ihre Bedeutung für luftchemische Probleme des Stadtklimas. Wetter und Leben 13, Heft 9/10, 215 – 220, Wien.

Teil B BODENUNTERSUCHUNG VON GRÜNLAND- UND WALD- BÖDEN IM RAUM LINZ AUF SCHWERMETALLE, POLY- ZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE UND CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE

I EINLEITUNG und ZIELSETZUNG

Wie in der Literaturstudie (Teil A) ausführlich dargelegt, gilt der Raum Linz als ein durch Immissionen stark belastetes Gebiet.

Durch Bodenuntersuchungen von 26 Grünland- und 2 Waldstandorten wurde der aktuelle Belastungsgrad der Böden im Raum Linz mit Schwermetallen, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH), polychlorierten Biphenylen (PCB), polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD/F), Hexachlorzyklohexan (HCH) und Chlorbenzolen festgestellt.

Die Ergebnisse werden – soweit vorhanden – mit Grenz- und Richtwerten und

mit Ergebnissen anderer Untersuchungen verglichen. Auf diese Weise wird eine Beurteilung des Belastungsgrades der Böden im Raum Linz vorgenommen und werden Zonen mit höheren Boden-Schadstoffgehalten ermittelt, um eventuell Rückschlüsse auf mögliche Emittenten zu erhalten.

Mit statistischen Methoden wurden Zusammenhänge zwischen den Gehalten der einzelnen Schadstoffe geprüft.

Für die Schwermetalle, die PAH, die PCB und die PCDD/F werden Mustervergleiche dargestellt, um standortspezifische Ähnlichkeiten der Schadstoffzusammensetzung zu erhalten.

II METHODIK

II. 1 Auswahl der Probeflächen

Vorerst wurden alle umweltrelevanten Studien über den Raum Linz gesammelt. Aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeiten über die Meteorologie, Geologie, Bodenkunde, forstliche sowie landwirtschaftliche Bioindikation, aus den Luftmeßberichten, Staubuntersuchungen, Bodenuntersuchungen und Flechtenkartierungen wurde versucht, einen Überblick über das Untersuchungsgebiet, vor allem über die Verfrachtung von industriellen Emissionen und die gegenwärtige Immissionssituation zu gewinnen.

Da alle vorliegenden Untersuchungen ein weitgehend einheitliches Bild über die Verfrachtungstendenz von durch die Großindustrie emittierten Schadstoffen ergeben, wurde eine grobe Zonierung in stark, mittelmäßig und gering durch Immissionen belastete Gebiete versucht. Darauf aufbauend wurden die Probenahmepunkte derart ausgewählt, daß ein Überblick über die Raumbelastung gewonnen werden kann. Standorte aus bereits vorhergehenden Untersuchungen (Luftmeßstellen, Bioindikation) wurden bevorzugt.

Als Untersuchungsstandorte wurden ungestörte, über einen langen Zeitraum (mindestens 10 Jahre) unbearbeitete Bö-

den (nach Möglichkeit Dauerwiesen) herangezogen, da es sich bei den untersuchten Schadstoffen um Substanzen handelt, die sich im allgemeinen in der obersten Bodenschicht anreichern. Damit wurde einerseits ein "schärferes Bild" der Raumbelastung erreicht, andererseits war die Vergleichbarkeit der einzelnen Standorte besser gewährleistet als bei Acker- und Gartenböden.

Das Auffinden solcher Flächen gestaltete sich vor allem im städtischen Bereich schwierig. Es wurde daher vor allem auf relativ ungenützte Parkwiesen zurückgegriffen.

Als Kartengrundlagen für die Auswahl dienten die "Österreichische Luftbildkarte 1:10.000 (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, 1975), die Österreich-Karte 1:25.000 (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, 1980), der Flächenwidmungsplan Linz 1:5.000 und der Grünflächenplan Linz 1:10.000.

Im Zweifelsfalle einer mindestens zehnjährigen Nicht-Bearbeitung wurde vor Ort (bei der Probenahme) noch einmal nachgefragt.

Zur Vervollständigung des Bildes wurde zusätzlich ein Waldstandort im belasteten Gebiet, sowie ein Referenzwaldstandort in Altenberg bei Linz beprobt.

Tab. B.1: Probenahmestandorte im Raum Linz

Nr.	Bezeichnung	Standort	Probenahmetiefe
1	Stratnerstraße	Wiese	0–5 cm
2	VÖEST Sportplatz	Wiese	0–5 cm
3	Berufsschulzentrum	Wiese	0–5 cm
4	Hummelhofwald	Wiese	0–5 cm
5	Boschweg	Wiese	0–5 cm
6	Spielplatz Poschacherstr.	Wiese	0–5 cm
7	ORF-Zentrum	Wiese	0–5 cm
8	Wirtschaftshof der Stadt Linz	Wiese	0–5 cm
9	Freinberg/Sternwarteweg	Wiese	0–5 cm
10	Harbach/Traumüller	Wiese	0–5 cm
11	Kokerei	Wiese	0–5 cm
12	Segelflugplatz Linz	Wiese	0–5 cm
13	Traumündung	Wiese	0–5 cm
14	Pichlinger See	Wiese	0–5 cm
15	Steyregg/Obernbergen	Wiese	0–5 cm
16	Steyregg/Im Weih	Wiese	0–5 cm
17	Steyregg/Am Spandlberg	Wiese	0–5 cm
18	Steyregg/Neuau	Wiese	0–5 cm
19	Steyregg/Im Weih	Wald	*
20	Kirchschlag	Wiese	0–5 cm
21	Wasserwald/Zeilergang	Wiese	0–5 cm
26	Kinderfreibad Wimhölzelstraße	Wiese	0–5 cm
28	Schloß Linz	Wiese	0–5 cm
33	Schloß Ebelsberg	Wiese	0–5 cm
34	Weikerl See	Wiese	0–5 cm
35	Steyregg/Honda Wipplinger	Wiese	0–5 cm
36	Pulgarn	Wiese	0–5 cm
39	Altenberg	Wald	*

* Probenbezeichnung:

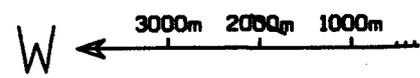
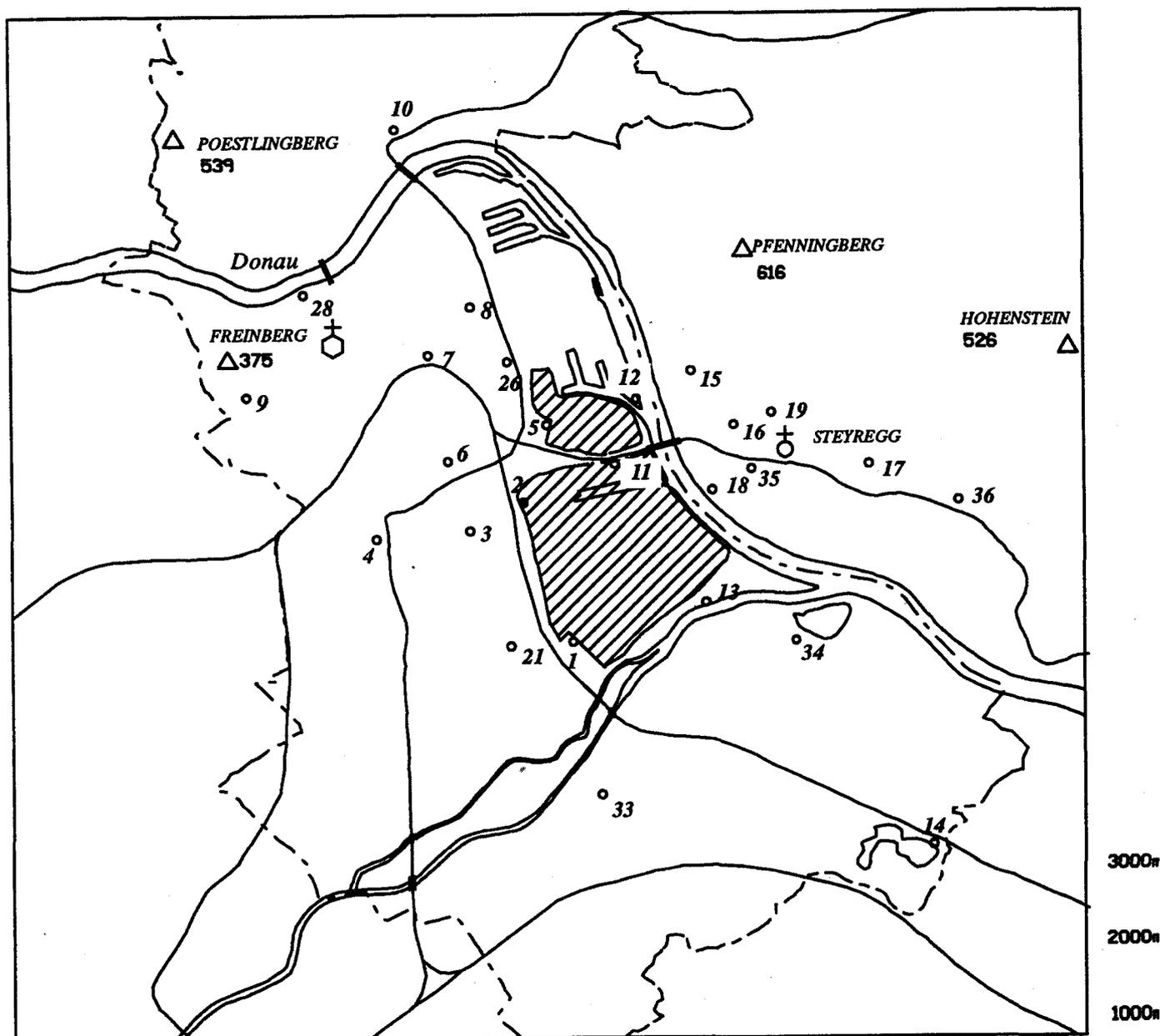
/H ... Auflagehumus

11 ... 0–5 cm

12 ... 5–10 cm

13 ... 10–20 cm

14 ... 20–30 cm



Legende:

- Industriegebiet
- Linzer Dom
- Stadtgrenze

Standorte außerhalb des Kartenausschnittes:
 20: Kirchsschlag
 39: Altenberg

Abb. B.1: Probenahmestandorte im Raum Linz

II. 2 Probenahme

Die Probenahme erfolgte vom 11. bis 13. Juli sowie am 20. Juli 1989 bzw. am 15. und 16. April 1991 (für die PAH-Bestimmung).

Auf den ausgewählten 26 Standorten wurden auf rechteckigen (oder quadratischen) Probeflächen (Größe siehe im Anhang "Standortsbeschreibung der einzelnen Punkte") 25 Einzelproben mit dem markierten Bodenstecher (Tiefenstufe 0–5 cm) entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt.

Bei den 2 Waldstandorten wurde vorerst der Auflagehumus extra geworben. Im Anschluß daran wurden 6 Bodensäulen mit dem Schlagbohrer entnommen und nach den Schichten 0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm und 20–30 cm zu Mischproben vereinigt. Die Probeflächen der Waldstandorte wurden im Traufbereich angelegt, da hier die stärkste Filterung von Schadstoffen erfolgt. Die Probenahme erfolgte jeweils im Bereich zwischen der Kronenüberschirmungsfläche.

II. 3 Probentransport, Probenvorbereitung und Probenaufbewahrung

Der Probentransport erfolgte in Aluminiumgefäßen mit Aluminium-kaschierten Deckeln. Im Anschluß daran wurden die Proben in mit Aluminium kaschierten Wannen bei Umluft mit 30 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet (ca. 1 Woche), im 2 mm Stahlsieb gesiebt und die verbleibenden Steine und Skelettanteile gesäubert und gewogen.

Der Humus der Waldböden wurde im trockenen Zustand nach Aussortierung der Steine mit der Planetenmühle in Achatbechern gemahlen.

Die verbleibende Feinerde und der gemahlene Humus wurden in 3 Teile aufgeteilt und in lichtgeschützten Glasflaschen mit Glasstopfeln aufbewahrt.

II. 4 Chemische Analysen

II. 4.1 Allgemeine Bodenparameter

Die Bestimmung von pH-Wert, Karbonat und Kohlenstoff erfolgte nach den Empfehlungen der Arbeitsgruppe Bodenzustandsinventur der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft (zugrundeliegende Ö-NORMEN: L 1061–88, L 1084–88, L 1080–88), (Arbeitskreis Bodenzustandsinventur, 1989).

Die pH-Werte wurden in 0,01 molarer CaCl_2 -Lösung gemessen. Der Kohlenstoffgehalt wurde durch Aufschluß in 10%iger HCl mit der Scheibler-Apparatur festgestellt.

Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffes erfolgte durch Verbrennung der organischen Substanz im O_2 -Strom. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde mit der Formel $C_{\text{org}} = C_{\text{gesamt}} - C_{\text{carbonat}}$ berechnet.

II. 4.2 Schwermetalle und Makro-nährelemente

Die Proben wurden gemäß Ö-NORM L-1085 mit Königswasser aufgeschlossen (2 Aufschlüsse/Probe). Von einigen Proben wurden zusätzlich Königswasser-Aufschlüsse im Mikrowellenaufschlußgerät CEM MDS-81D durchgeführt, wobei sich zwischen den beiden Aufschlußverfahren keine signifikanten Unterschiede im Ergebnis zeigten.

Für die Quecksilber- und Arsen-Analysen wurden die Proben im Druckaufschlußsystem CAT-FEP mit konzentrierter Salpetersäure aufgeschlossen.

Die Elemente Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen, Mangan, Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium wurden mittels ICP-AES bestimmt. Die ersten Aufschlußserien gemäß Ö-NORM L-1085 und mittels Mikrowelle wurden außerdem noch zu Vergleichszwecken mit Hilfe der Flammen-Atomabsorptionsspektroskopie analysiert. Die Übereinstimmung war in allen Fällen sehr gut. Folgende Geräte standen zur Verfügung: Perkin Elmer AAS Modell 1100B, Perkin Elmer AAS Modell 5100, Jobin-Yvon JY 38+ ICP-AES (sequentiell).

Arsen wurde mittels Graphitrohr-Atomabsorptionsspektroskopie (Perkin Elmer AAS Modell 5100 mit HGA 600) und Quecksilber nach dem Kaltdampfverfahren (Perkin Elmer AAS Modell 1100 B mit MHS20) bestimmt.

II. 4.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

Prinzip

Die PAH wurden in einem Soxhlet-Extraktor mit n-Hexan extrahiert und der Extrakt über Kieselgel vorgereinigt. Mit einer dünnschichtchromatographischen Schnellmethode wurde der Konzentrationsbereich abgeschätzt. Der quantitative Nachweis erfolgte mit Hilfe der Hochleistungsflüssigchromatographie (HPLC) mit Fluoreszenz- und Photodiode-Array-Detektion. Die Absicherung der Ergebnisse wurde mit Hilfe der Gaschromatographie mit einem massenselektiven Detektor (GC/MSD) durchgeführt.

Probenvorbereitung (nach: Landesamt für Wasser und Abfall NRW, 1987)

20 g der Bodenprobe wurden 5 Stunden im Soxhlet-Extraktor mit einer Vorlage von 200 ml n-Hexan extrahiert. Das Lösemittel wurde sehr vorsichtig am Rotavapor entfernt und der Trockenrückstand in 2 ml n-Hexan aufgenommen. Die Vorreinigung dieses n-Hexan-Extraktes erfolgte über eine Silicagel - Festphasenextraktionssäule (Baker Nr.7086-3). Dafür wurde die Säule zuerst mit ca. 3 ml Dichlormethan und ca. 10 ml n-Hexan gespült. Dann wurden 500 µl des n-Hexan-Extraktes auf die Säule aufgetragen. Die Elution der PAH erfolgte mit 2.5 ml Dichlormethan/n-Hexan (1/1 V/V). Dieses Eluat wurde bei 40 °C im Stickstoffstrom bis zur Trockenen eingengt, der Trockenrückstand in 1 ml Acetonitril aufgenommen und anschließend analysiert.

Analytik

Hochleistungsflüssigchromatographie (HPLC):

Gerät:

HPLC-System (Waters)
Fluoreszenzdetektor
(Model LS-4, Perkin-Elmer)

Vorsäule:

Guard-PAK Precolumn Insert
Resolve C 18,5 µm
(Waters Nr.85824)

Trennsäule:

Bakerbond Wide-Pore C
18,5 µm, 250 mm x 4.6 mm
(Baker Nr.7104-00)

Säulentemperatur:

33 °C

Gradientenelution:

Linearer Gradient

Zeit (min.)	% Eluent A: Acetonitril	% Eluent B: Wasser
0.0	40	60
2.0	45	55
39.5	78	22
46.5	78	22
50.5	100	0
58.5	100	0
62.0	40	60
75.0	40	60

Flußrate:
1 ml/min.

Injektionsvolumen:
20 ml

Detektor:

1) Fluoreszenz:

selektives Anregungs (Excitation)-
und Emissionswellenlängenpro-
gramm

Zeit (min.)	Excitation (nm)	Emission (nm)
12.4	273	337
18.4	290	320
21.6	250	382
25.9	348	462
27.9	328	394
30.3	256	376
33.8	265	380
37.2	279	367
39.3	290	430
53.2	303	503
59.5	337	450

Excitation-Slit: 10

Emission-Slit: 2.5

2) Photodiode-Array: für Acenaphthylen
Wellenlänge: 226 nm
Empfindlichkeit: 0.015 AUFS

Gaschromatographie (GC/MSD):

Gerät:

GC (Hewlett Packard 5890 Serie II)
MSD (Hewlett Packard 5971 A)

Trennsäule:

Supelco PTE-5, 30 m x 0.25 mm ID,
0.25 µm Filmdicke
(Supelco Nr.2-4135)

Trägergas: Helium 5.0,

85 kPa Injektortemperatur: 300 °C

Probenaufgabe:

2 µl, splitless

Temperaturprogramm:

50°C (4 min.)

—10 °C/min.—200 °C (5 min.)

—10 °C/min.—300 °C (17 min.)

Transferline:

300 °C

Scan Mode:

Single Ion Monitoring (SIM)

Bestimmungsgrenze:

10 µg/kg Boden je Substanz

**II. 4.4 Polychlorierte Biphenyle
(PCB)**

Bei den untersuchten PCB handelt es sich um die Referenzsubstanzen PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180 (Ballschmitter Nomenklatur).

Probenvorbereitung

50 g des auf 1 mg genau eingewogenen Feinbodens wurden mit einem n-Hexan/Aceton Gemisch (3 + 1) extrahiert, zu Beginn 1 Stunde mit 50 ml, danach 45 Minuten mit 25 ml. Anschließend wurde mit 25 ml gewaschen. Die vereinten Extrakte wurden auf 20 bzw. 25 ml eingengt. Danach wurde 1 ml der Probe auf ein trockenes Benzolsulfonsäuresäulchen aufgebracht, das mittels eines

Adapters auf einer Silicageltrennsäule sitzt. Der Probenextrakt wurde auf der oberen Packung gleichmäßig verteilt und nach 3 Minuten mit 2 mal je 1 ml Hexan auf die untere Packung eluiert. Danach wurde die Probe mit 3 mal 0,5 ml n-Hexan in ein 5 ml Meßkölbchen eluiert. Das so erhaltene Eluat wurde auf 2 ml eingengt und der GC-Analyse zugeführt.

Gaschromatographische Analyse:

Gerätebedingungen:

Injektor:

split/splitless

Injektortemperatur:

300 °C

Detektor:

ECD

Detektortemperatur:

320 °C

Trägergas:

He 2 ml/min

Probenaufgabe:

1 µl mittels Autosampler 40 sek.
splitless

Säulen:

DB-5, 60 m, 0,32 mm I.D., 0,25 µm
Filmdicke

DB-1701, 60 m, 0,32 mm I.D., 0,25 µm
Filmdicke

Temperaturprogramm:

DB-5: 1 min bei 50°C
1. Rate 40°C/min bis 168°C
2. Rate 4°C/min bis 310°C
10 min bei 310°C

DB-1701: 1 min bei 50°C
1. Rate 40°C/min bis 168°C
2. Rate 4°C/min bis 280°C
25 min bei 280°C

Gerät: HRGC 5300 Mega-Serie,
Fa. Erba Science
Automatischer Proben-
geber A200S

Die Quantifizierung erfolgte mit Decachlorbiphenyl als internem Standard. Zur Auswertung wurde das Nelson Analytical Chromatographieauswertesystem verwendet. Als Eichlösung diente eine Mischung der sechs Ballschmitter PCB mit Decachlorbiphenyl als internem Standard.

Wiederfindung:

Die Wiederfindung bezieht sich auf die gesamte Methode (Extraktion, Reinigung und Analyse). Sie liegt für alle 6 Ballschmitter Standards über 90 %.

Nachweisgrenzen:

Die Nachweisgrenze der Methode liegt bei 0,4 µg/kg je Substanz bei einer gerätespezifischen Nachweis-Empfindlichkeit von 0,5 pg Reinsubstanz.

II. 4.5 Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F)

Die chemischen Analysen der Bodenproben auf PCDD/F wurden am Institut für Organische Chemie der Universität Tübingen (H. Hagenmaier) durchgeführt.

Dazu wurden die bei 30 °C getrockneten Proben mit je einem 2,3,7,8-substituierten ¹³C-markierten Standard pro Chlorierungsgrad versetzt und in einer Soxhlet-Apparatur 24 Stunden mit Toluol extrahiert. Nach chromatographischer Reinigung der Extrakte wurden die tetra- bis oktachlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane nach Zugabe von ¹³C₆-1,2,3,4-TCDD isomerenspezifisch mittels GC/MS-Kopplung analysiert. Die quantitative Auswertung der Massenfragmentogramme erfolgte für jeden

Chlorierungsgrad über das jeweilige ^{13}C -markierte Isomer. Bei der Quantifizierung wurde davon ausgegangen, daß in den Massenfragmentogrammen bei gleicher Konzentration die Ionenintensitäten für die Isomere eines Chlorierungsgrades identisch sind.

Die Nachweisgrenzen für die Einzelisomere lagen bei 1 ng/kg.

Die Extraktion, Reinigung und Analyse der Proben ist in HAGENMAIER (1987, 1990) beschrieben. Eine ausführliche Diskussion der Dioxinanalytik findet sich in HAGENMAIER et al. (1987).

II. 4.6 Chlorbenzole, Hexachlorzyklohexan-Isomere (HCH)

Folgende Verbindungen wurden untersucht:

Pentachlorbenzol
Hexachlorbenzol
Alpha-, Beta-, Gamma-, Delta-
Hexachlorzyklohexan

Probenvorbereitung

Soweit die vorhandene Probenmenge reichte wurden 100 g Feinboden mit 200 ml Methanol zwei Stunden am Überkopfschüttler extrahiert. Die Mischung wurde über Nacht stehen gelassen und am nächsten Tag über eine Porzellannutsche abgesaugt. Die Probe wurde mit 2 mal je 50 ml Methanol gewaschen, die Extrakte vereint und über ein Faltenfilter klarfiltriert. Danach wurde die Lösung mittels eines Rotationsverdampfers auf 200 ml Volumen eingeeengt und mit Wasser auf 500 ml aufgefüllt (40 % Methanol-Gehalt).

Bei Probe 19/H mußte wegen eines koloiden Niederschlages eine Druckfiltration (0,45 μm Cellulose Nitrat Filter) durchgeführt werden. Die weitere

Probenvorbereitung erfolgte wie bei allen anderen Proben.

Die Methanol-Wasser Lösung wurde danach über ein 3 ml C-18-Festphasensäulchen, welches vorher mit 3 ml MeOH und 3 ml Wasser konditioniert wurde, gesaugt. Das Säulchen wurde 60 min. im Luftstrom getrocknet und anschließend mit 5 ml n-Hexan eluiert. Das so erhaltene Hexaneluat wurde im Stickstoffstrom auf 500 μl eingeeengt und der Aluminiumoxid-Nachreinigung zugeführt.

Aluminiumoxid-Nachreinigung:

5 g des vorher zwei Stunden bei 600 °C getrockneten und anschließend mit 7 % Wasser deaktivierten Aluminiumoxides wurden mit n-Hexan aufgeschlämmt und in eine Chromatographiesäule (0,7 x 11 cm) eingebracht. Auf diese Packung wurde der Hexanextrakt aufgebracht und mit 12 ml n-Hexan eluiert. Die Eluate wurden im Stickstoffstrom eingeeengt und mit Hexan auf 1 ml aufgefüllt, mit 100 μl Decachlorbiphenyllösung (400 pg/ μl) als internem Standard versetzt und die so erhaltene Lösung der GC-Analyse zugeführt.

Gaschromatographische Analyse

Gerätebedingungen:

a)

Säule: DB-1, 30 m, 0.25 μm Filmdicke, 0.32 mm ID

Trärgas:

Helium 1,7 ml/min

Temperaturprogramm:

1. Rate: 80°–200°C mit 8°C/min, 200°C, 5 min. isotherm
2. Rate: 200°–280°C mit 6°C/min, 280°C, 15 min. isotherm

Probenaufgabe:

1 μl mittels Autosampler 1 Minute splitless

Injektor:

Split splitless 270°C

Detektor:
ECD 285 °C

b)
Säule:
DB-1701, 60 m, 0.25 µm Filmdicke,
0.32 mm ID

Trärgas:
Helium 2 ml/min

Temperaturprogramm:
1. Rate: 80 ° – 200 °C mit 8°C/min,
200 °C, 5 min. isotherm
2. Rate: 200 ° – 270 °C mit 7 °C/min,
270 °C, 35 min. isotherm

Probenaufgabe:
1 µl mittels Autosampler 1 Minute
splitless

Injektor:
Split splitless 270 °C

Detektor:
ECD 285 °C

Die Quantifizierung erfolgte nach der
Internen Standardmethode (5 Punkte

Kalibration) mittels Turbochrom Chroma-
tographieauswertesystem.

Gerät: HRCG 5300 Mega-Serie,
Fa. Erla Science
Automatischer Probengeber
A200S

Ermittelte Wiederfindungsraten

Die in den Vorversuchen ermittelten Wie-
derfindungsraten betragen für alle Sub-
stanzen zwischen 91 und 98 %.

Nachweisgrenzen:

Die Nachweisgrenze der Methode liegt
bei 0,01 µg je Substanz/kg Feinböden bei
einer gerätespezifischen Nachweis-
Empfindlichkeit von 1pg Reinsubstanz.

Bei folgenden Proben waren weniger als
100 g Feinboden vorhanden. Daraus er-
gaben sich folgende Nachweisgrenzen.

Da durch den doppelten Reinigungsvor-
gang die Matrixeffekte sehr gering gehal-
ten werden konnten, lag die
Bestimmungsgrenze beim Zweifachen
der Nachweisgrenze.

	Nachweisgrenzen	Bestimmungsgrenzen
alle Proben, ausge- nommen die nachstehend angeführten	10 ng/kg	20 ng/kg
19/H	30 ng/kg	60 ng/kg
21	15 ng/kg	30 ng/kg
28	15 ng/kg	30 ng/kg
33	20 ng/kg	40 ng/kg
39/1	30 ng/kg	60 ng/kg
39/H	20 ng/kg	40 ng/kg

**II. 5 Multivariate statistische Me-
thoden**
(weiterführende Literatur:
BACKHAUS et al., 1986)

II. 5.1 Clusteranalysen

Das Ziel der Clusteranalyse ist es, inner-
halb einer Objektgesamtheit (Bodenpro-

ben mit bestimmten Schadstoffmustern)
möglichst homogene Teilmengen von
Objekten (Gruppen von Standorten mit
ähnlichem Muster) zu identifizieren. Die
Mitglieder einer Gruppe sollen demnach
weitgehend verwandte Muster aufwei-
sen, zwischen den Gruppen sollen mög-
lichst wenig Ähnlichkeiten hinsichtlich

des Musters einer bestimmten Schadstoffgruppe bestehen. Die Clusteranalysen wurden getrennt für die Schwermetalle, die PAH, PCB und PCDD/F durchgeführt.

Um die Gehaltsmuster der Standorte untereinander überhaupt vergleichen zu können, waren die Absolutgehalte der Substanzen derart zu standardisieren, daß ein Vergleich der Standorte möglich war.

Bei den PAH, PCB und PCDD/F wurden zu diesem Zweck die Konzentrationswerte der einzelnen PAH, PCB-Kongenere bzw. PCDD/F-Homologen jeweils in Prozent der Summe der PAH, PCB bzw. PCDD/F pro Standort umgerechnet.

Für "nicht nachweisbare" Gehalte von Substanzen auf einzelnen Standorten wurde die Hälfte der Nachweisgrenze als Wert für den entsprechenden Standort eingesetzt. Dies ist genauso richtig oder falsch wie einen Wert 0 anzunehmen, da es genauso unwahrscheinlich ist, daß die entsprechende Substanz absolut nicht im Boden enthalten ist wie in Konzentrationen, die genau der halben Nachweisgrenze entsprechen. Für die gegebenen Berechnungen und Fragestellungen war es jedenfalls von untergeordneter Bedeutung, welcher von den beiden Werten für "nicht nachweisbar" eingesetzt wurde, da es an der tatsächlichen Gestalt des Musters nur Unbedeutendes änderte. Damit wird aber verständlich, daß bei jenen Abbildungen, wo die Schadstoff-Muster in Prozent ihrer Quersumme angegeben sind, selbst für jene Substanzen auf Standorten ein niedriger Balken vorhanden ist, die auf diesen Standorten nicht nachweisbar waren. Dies ist bei Betrachtung dieser Abbildungen zu beachten.

Anschließend wurden die Prozentwerte so normiert, daß für jede Substanz der Mittelwert 0 und die Standardab-

weichung 1 beträgt. Auf diese Weise ist es möglich, vergleichbare Profile für die einzelnen Standorte zu bekommen, die außerdem so normiert sind, daß jede Substanz den gleichen Einfluß auf das Ergebnis hat.

Bei den Schwermetallen wurde die Standardisierung etwas modifiziert. Dies war deshalb erforderlich, da bei Eisen die Gehalte im Prozentbereich liegen, während sie bei Cadmium unter 1 ppm liegen. Würde man nun jedes einzelne Element in Prozent der Gesamtsumme der Schwermetalle pro Standort ausdrücken, so käme dies von vornherein einer falschen Bewertung der Elemente gleich, die in äußerst geringen oder sehr hohen Konzentrationen im Boden nachweisbar sind.

Aus diesem Grund wurden die Absolutwerte der einzelnen Elemente vorerst derart umgewandelt, daß der niedrigste Wert pro Element gleich 0 und der höchste gleich 1 ist. Werte um 0 entsprechen somit etwa den geogen bedingten Bodengehalten des Raumes Linz, während Werte um 1 die höchsten anthropogen bedingten Elementgehalte im Raum Linz darstellen. Da mit Hilfe der Clusteranalysen Mustervergleiche durchgeführt werden sollten, nach oben erwähnter Umwandlung der Schwermetallwerte der Absolutgehalt der einzelnen Elemente jedoch eine entscheidende Rolle für die Gestalt des Profiles spielen würde, wurden diese umskalierten Konzentrationswerte in Prozent ihrer Quersumme pro Standort ausgedrückt. Auf diese Weise erhält man vergleichbare Schwermetallprofile für die einzelnen Standorte, ohne ein Element von vornherein unterzubewerten.

Würde man nun jeder Substanz eine Dimension in einem geometrischen Raum zuordnen, so entspräche jeder Standort einem Raumpunkt in einem n-dimensionalen Raum. Der Abstand (euklidische Distanz) zweier solcher Raumpunkte

dient als Maß für die Ähnlichkeit. Um große Abstände (Ausreißer) offensichtlich darzustellen, wurde die quadrierte euklidische Distanzfunktion als Ähnlichkeits- bzw. Unähnlichkeitskriterium in den Clusterprozeß eingesetzt.

Zur Gruppenbildung wurde das Average-Linkage-Verfahren angewendet. Zusätzlich wurden zu Vergleichszwecken Gruppenbildungen nach dem Ward-Verfahren durchgeführt. Für die gegebene Fragestellung schien es jedoch sinnvoller, das Average-Linkage-Verfahren heranzuziehen. Dieses besitzt gegenüber dem Ward-Verfahren bei der vorliegenden Datenstruktur und Fragestellung den entscheidenden Vorteil, Ausreißer als solche klarer zu identifizieren. Das Ward-Verfahren wiederum findet beste Partitionen, wenn erwartet werden kann, daß ähnlich große Untergruppen im Gesamtdatensatz lokalisierbar sind.

Die Fusionierungsgeschichten der einzelnen Standorte zu Gruppen waren anhand von Dendrogrammen nachvollziehbar. Anhand der Dendrogramme war ablesbar, wie stark die Gruppenstruktur ausgeprägt ist und wieviele Gruppen zweckmäßigerweise abzugrenzen waren.

Zusätzlich wurden für die einzelnen Cluster F- und T-Werte pro Einzelsubstanz berechnet. Der F-Wert berechnet sich aus der Division der Varianz der jeweiligen Untergruppe durch die Varianz der Erhebungsgesamtheit. Der T-Wert entspricht der Mittelwert-Differenz zwischen Untergruppe und Gesamtdatenmenge dividiert durch die gesamte Standardabweichung.

Aus den F-Werten ließ sich die Güte der Sortierung der Einzelsubstanz pro Cluster ableiten. Aus den T-Werten war es möglich, Ursachen der Trennung in einzelne Cluster zu finden bzw. die Sinn-

haftigkeit einer Trennung zu Cluster zu überprüfen.

II. 5.2 Kanonische Diskriminanzanalyse

Die Diskriminanzanalyse kann dort eingesetzt werden, wo entweder rechnerisch ermittelte (Clusteranalyse) oder anders vorgegebene Gruppeneinteilungen vorliegen. Ein Grundprinzip der Diskriminanzanalyse, das auch bei anderen multivariaten Verfahren angewendet wird, besteht darin, daß eine Mehrzahl von Variablen (Merkmalsvariablen, z.B. einzelne Schadstoffe) bei minimalem Informationsverlust durch eine Linearkombination zu einer einzigen Variablen (Diskriminanzvariable oder kanonische Variable) zusammengefaßt wird. Auf diese Art und Weise ist es möglich, die Lage eines jeden Standortes im vieldimensionalen Raum (jeder Schadstoff entspricht einer Dimension) ohne wesentlichen Informationsverlust in einem optisch darstellbaren Raum (2- oder 3-dimensional) darzustellen.

Die zur Kombination der Merkmalsvariablen verwendete Funktion heißt Diskriminanzfunktion (Trennfunktion). Die erste Diskriminanzfunktion wird so gebildet, daß die Linearkombination von Merkmalsvariablen maximal multivariat mit den vorgegebenen Gruppen korreliert, damit ihr Erklärungsanteil maximal wird. In der kanonischen Variablen 1 (Can 1) steckt somit ein Hauptteil der Information. Eine zweite Diskriminanzfunktion wird so ermittelt, daß sie einen maximalen Anteil der Streuung erklärt, die nach Ermittlung der ersten Diskriminanzfunktion als Rest verbleibt. Entsprechend wird jede weitere Diskriminanzfunktion so ermittelt, daß sie jeweils einen maximalen Anteil der verbleibenden Reststreuung erklärt.

Empirische Erfahrungen zeigen, daß auch bei großer Anzahl von Gruppen und

Merkmalsvariablen meist zwei Diskriminanzfunktionen ausreichen, um die Datenstruktur gut darzustellen. In der vorliegenden Studie wurden die ersten drei Funktionen herangezogen, wobei in den zugehörigen drei kanonischen

Variablen durchwegs annähernd 100 % der Varianz der Originaldaten enthalten waren. Mit den dreidimensionalen Abbildungen – jede kanonische Variable stellt eine Dimension dar – war die Datenstruktur somit fast vollständig wiedergegeben.

III ERGEBNISSE UND DISKUSSION

III. 1 Geologie des Untersuchungsgebietes

Das anorganische Ausgangsmaterial zählt neben anderen Faktoren, wie z.B. Klima, Lage, bodenhydrologische Verhältnisse, Nutzung der Böden und sonstige anthropogene Beeinflussung, zu den wesentlichsten bodengestaltenden Faktoren. Deshalb soll hier ein kurzer Umriß der geologischen Situation des Linzer Raumes erfolgen (nach PESCHEL, 1982). Detaillierte Angaben über den geologischen Untergrund der untersuchten Standorte finden sich im Anhang "Standortsbeschreibung der einzelnen Punkte".

Folgende zwei geologische Zonen sind im Untersuchungsgebiet anzutreffen:

- a) die Böhmisches Masse:
liegt nordwestlich, nördlich und östlich um das Linzer Becken.

die wichtigsten Vertreter sind:

- Perlgneis: am Kürnberg, Pöstlingberg, Lichtenberg sowie östlich und westlich des Haselgrabens
- Grobkorn-Gneisgranit: am Pfeningberg, Hohenstein, Luftenberg
- Altenberger Granit: nördlich von St. Magdalena sowie nördlich von Katzbach

- b) eiszeitliche und nacheiszeitliche Ablagerungen:

- Tertiärsedimente (Linzer Sande oder Phosphoritsande): an den Randbereichen des Linzer Beckens zum böhmischen Massiv
- Quartär (hauptsächlich Schotter aus Quarz- und Kristallingestei-

nen sowie 20 – 30 % Karbonatgestein, oben lehmig verwittert, oberflächlich entkalkt): im Stadtbereich Linz bis Kleinmünchen, von Kleinmünchen nach Südwesten verlaufend, Urfahr, Pichling-Asten

- Löß (Kalkgehalt zum Teil beträchtlich): Bindermichl – Leonding – Rufling – Tenning – Hörsching, Ebelsberg (Schiltenberg)
- postglaziale Auflagerungen in weiten Bereichen entlang der Donau und Traun

III. 2 Böden des Untersuchungsgebietes

III. 2.1 Allgemeines (nach LAUSCHER, 1961)

Die verschiedenen Muttergesteine, das stark gegliederte Relief, unterschiedliche Bodenarten und Wasserverhältnisse führen zu einer großen Mannigfaltigkeit von Böden im Linzer Raum. Die durchschnittliche Höhe der Jahresniederschläge von rund 850 mm und die durchschnittliche Jahrestemperatur um 8 °C verursachen im Linzer Raum im allgemeinen die Entwicklung von Braunerden und Parabraunerden als klimatisch bedingten Bodentyp, der hier bei normalem Wasserhaushalt fast auf jedem bodenbildenden Substrat entsteht.

Ein ungünstiges Wasserregime bei schweren oder dichtgelagerten Böden oder infolge ungünstiger Wasserführung auf ebenen und hängigen Lagen führt zu Vergleyungs- bzw. Pseudovergleyungserscheinungen. Neben der Oxidation des Eisens tritt auch dessen Reduktion zu

grau-blauen Eisen(II)verbindungen auf. Dieser Vorgang ist an Farbe und Fleckung des Bodens leicht erkennbar.

An trockenen Standorten, wo die chemische Verwitterung weitestgehend zurücktritt, können sich nur schwach entwickelte Braunerden oder sogar nur Rohböden bilden. Bei diesen Böden ist das Ausgangsmaterial fast unverändert, sodaß ihre Eigenschaften gleich denen des Substrates sind.

Parabraunerden sind den eutrophen Braunerden verwandt und entstehen durch Carbonat-Auswaschung und schwache Versauerung, die eine Tonverlagerung als kennzeichnendes Merkmal ermöglicht.

Die Auböden zählen zur jüngsten Bodenbildung im Untersuchungsgebiet, die je nach ihrer Entwicklung in Gley-Auböden, graue und verbrauchte Auböden unterschieden werden.

III. 2.2 Die Böden der untersuchten Standorte

Während der Probenahme wurden Profile mit dem Schlagbohrer bzw. Bodenwürfel mit dem Spaten geworben, um eine grobe Bodencharakteristik vor Ort durchzuführen. Die Ansprache erfolgte nach den Richtlinien der Arbeitsgruppe Bodenzustandsinventur der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft (1989).

Im Anhang "Standortsbeschreibung der einzelnen Punkte" finden sich Angaben zum jeweiligen Bodentyp, weiters zu dessen Horizonten und Mächtigkeit, zu der jeweiligen Bodenart (5 Stufen: sehr leicht, leicht, mittelschwer, schwer, sehr schwer), zum Skelettgehalt (und Art), zur Durchwurzelung, biologischen Durchmischung, zum Humus und zu den Bodenwasserverhältnissen.

Die so beschriebenen Böden zeigen eine weitgehende Übereinstimmung mit den Kartierungen, wie der "Österreichischen Bodenkartierung / Kartierungsbereich Linz" (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1977) und der "Bodenkarte von Linz und ihre Auswertung für die Stadtplanung" (LAUSCHER, 1961).

Dennoch sei erwähnt, daß die jeweilige Bodenansprache vor allem im städtischen Bereich mit mehr oder weniger starker Bautätigkeit Schwierigkeiten ausgesetzt ist. So wurden auf mehreren Standorten Hinweise einer anthropogenen Beeinflussung im Boden gefunden (Ziegelstücke, Styropor etc.) bzw. war es bereits im vorhinein klar (durch Sichtung geologischer Kartierungen etc.), daß es sich um einen Aufschüttungsbereich handelt. Derartige Standorte wurden nur solange in die Untersuchung miteinbezogen, als gewährleistet war, daß der Boden mindestens die letzten zehn Jahre keiner Veränderung durch menschliche Tätigkeit unterlegen war. Diese Böden sind im Anhang als "Anthropogene Böden" gekennzeichnet.

III. 3 Ergebnisse allgemeiner Bodenparameter und ausgewählter Makronährstoffe

Wie in Tab. B.2 ersichtlich, liegen die pH-Werte der Grünland-Standorte im schwach sauren bis neutralen Bereich (mit Ausnahme der Standorte 10 und 15: mäßig sauer) und entsprechen dem Normalbereich. Die Waldstandorte sind sehr stark sauer und liegen im Aluminium-Pufferbereich, knapp über dem Eisen-Pufferbereich. Neben dem geologischen Ausgangsmaterial (Granit) scheint auch eine anthropogen verursachte Versauerung der Böden die Ursache für derart niedrige pH-Werte (um 3) zu sein.

Die Karbonat-Werte korrespondieren sehr gut mit der bodenkundlichen und geologischen Charakterisierung der Böden.

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff in den Wiesen- und Waldstandorten liegen im üblichen Bereich. Lediglich Standort 11 weist einen erhöhten Kohlenstoffgehalt auf, der sich sowohl aus der Nähe zur Kokerei (entnommener Horizont von Ruß und Asche dunkel gefärbt) als auch mit dem Bestandesabfall von nahen Pappeln erklären läßt.

Die Angaben für K, Ca und Mg entsprechen Gesamtgehalten. Die Gehalte der Böden an Gesamt-Kalium liegen meist zwischen 0,2 und 3,3 % K, an Gesamt-

Magnesium in $MgCO_3$ -freien Böden häufig im Bereich von 0,05 % (z.B. Sandböden) bis 0,5 % (z.B. Tonböden) (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989).

Der Vergleich dieser Werte mit jenen aus dem Linzer Raum (Tab. B.2) zeigt, daß die Gesamt-Kalium-Gehalte von Linz im unteren Bereich angesiedelt sind, bzw. auf einigen Standorten diesen Bereich sogar unterschreiten. Die Ursachen dafür können vielfältig sein und werden hier nicht näher erläutert.

Die Magnesium-Gesamt-Gehalte liegen durchwegs im erwarteten Bereich. Lediglich bei den beiden Waldstandorten (19, 39) scheint eine Auswaschung stattzufinden.

Tab. B.2: Analysenergebnisse ausgewählter Grundparameter und Makronährstoffe in Linzer Böden

Stand- orts- Nr.	pH-Wert (in 0,01 M CaCl ₂)	CaCO ₃ %	C (org.) % (bezogen auf	K % Trockenmasse)	Ca %	Mg %
Wiese						
1	6,7	32,3	5,1	0,31	6,87	4,02
2	6,8	8,4	5,7	0,32	2,75	1,45
3	7,0	31,2	2,2	0,20	7,58	2,09
4	6,8	10,3	3,1	0,37	2,74	1,22
5	6,7	15,6	4,5	0,38	4,40	1,73
6	6,8	15,9	4,3	0,26	4,75	1,48
7	6,6	6,9	3,8	0,19	1,55	0,79
8	6,7	6,2	4,3	0,38	2,57	1,20
9	6,1	1,1	3,1	0,28	0,48	0,52
10	5,5	3,0	3,4	0,30	0,42	0,53
11	6,7	10,1	23,0	0,35	4,01	1,37
12	6,7	20,5	2,5	0,23	5,40	2,14
13	7,0	55,0	2,3	0,16	10,50	3,99
14	6,3	2,3	4,4	0,36	0,66	0,57
15	5,3	0,7	6,5	0,57	0,42	0,46
16	6,8	7,7	3,2	0,42	2,27	0,97
17	6,9	23,9	3,2	0,35	6,19	1,79
18	6,9	17,6	2,3	0,15	4,79	1,74
20	6,2	0,7	4,3	0,53	0,43	0,64
21	6,6	17,9	5,8	0,33	4,41	2,47
26	6,5	4,1	4,5	0,32	1,79	1,11
28	6,5	5,4	3,8	0,32	1,27	0,67
33	6,1	1,2	4,0	0,30	0,56	0,53
34	6,9	41,2	3,9	0,12	7,74	4,15
35	6,9	19,7	1,9	0,18	5,61	2,17
36	6,6	8,5	6,9	0,37	2,57	1,58
Wald*						
19/H	3,5		35,3	0,09	0,50	0,11
19/1	3,0	0,5	22,1	0,19	0,14	0,18
19/2	3,0	0,3	6,4	0,18	0,08	0,19
19/3	3,3	0,4	3,1	0,21	0,07	0,22
19/4	3,6	0,4	1,7	0,24	0,09	0,25
39/H	3,8		23,0	0,13	0,48	0,10
39/1	3,4	0,4	4,8	0,15	0,10	0,13
39/2	3,5	—	3,8	0,12	0,05	0,14
39/3	3,7	—	2,5	0,13	0,03	0,15
39/4	3,9	—	1,3	0,13	0,02	0,15

*/H ... Auflagehumus

/1 ... 0 – 5 cm

/2 ... 5 – 10 cm

/3 ... 10 – 20 cm

/4 ... 20 – 30 cm

III. 4 Schwermetalle

Der Boden stellt eine vorrangige Senke für Schwermetallemissionen der Industrie, des Hausbrandes, des Verkehrs etc. dar. Neben diesen Quellen zählen auch noch das geologische Ausgangsmaterial, Klärschlamm, Siedlungsabfälle, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und andere Chemikalien zu den Ursachen höherer Bodenbelastungswerte. Eine Differenzierung der Verursacher von höheren Schwermetallgehalten einzelner Standorte ist daher häufig mit Schwierigkeiten verbunden.

In den Boden eingetragene Schwermetalle reichern sich dort mehr oder weniger stark an. Aus dem Boden können sie von den Pflanzen aufgenommen bzw. mit dem Bodenwasser ausgewaschen werden und auf diese Art und Weise die Nahrungskette und das Grundwasser belasten bzw. die Pflanzen selbst schädigen.

Die Pflanzenverfügbarkeit und -aufnahme aus dem Boden hängt im wesentlichen von pflanzenspezifischen und physikalisch-chemisch elementspezifischen Unterschieden, von Gehalt und Bindungsform des Elementes im Boden sowie von folgenden Bodeneigenschaften ab: pH-Wert, Kationenaustauschkapazität, Gehalt an Ton, organischer Masse und pedogenen Oxiden.

In der vorliegenden Untersuchung wurden die Gesamtgehalte der einzelnen Elemente des bei 30° getrockneten Bodens bestimmt, aus denen Rückschlüsse über die Belastung und Gefährdung von Pflanzen nur bedingt möglich sind.

Durch Vergleich mit Untersuchungen aus anderen Regionen, Grenzwerten und Normalgehalten erlauben diese Werte je-

doch Aussagen über den Belastungsstand und die regionale Belastungsverteilung in den Böden des Raumes Linz.

Um den in der vorliegenden Studie durchgeführten Vergleich von Bodengehaltswerten mit Grenzwerten nicht falsch zu interpretieren, wird auf folgendes verwiesen: Die Grenzwerte beziehen sich auf landwirtschaftliche Kulturlflächen, was für fast alle Standorte (Parkwiesen) der vorliegenden Untersuchung nicht zutrifft. Die Grenzwerte verstehen sich als Bodengehalte, bei deren Überschreitung das Ausbringen von Klärschlamm nicht mehr gestattet ist. Aus diesen zwei Tatsachen wird ersichtlich, daß dem Vergleich der gemessenen Werte mit Grenzwerten keine praktische Bedeutung zukommt, sondern eine rein theoretische und zwar als Angabe eines als noch unbedenklich geltenden Schwellenwertes.

In den entsprechenden Abbildungen wurden die gemessenen Gehalte der Elemente mit oberösterreichischen Mittelwerten von landwirtschaftlich genutzten Böden auf Deckenschottern und Terrassen aus einer Studie von AICHBERGER et al. (1981) verglichen. Als Alternative wären noch oberösterreichische Mittelwerte auf Böden über Kristallin, Kalk/Flysch oder Schlier zur Verfügung gestanden. Am ehesten entspricht jedoch noch der Deckenschotter- und Terrassenraum als geologischer Großraum dem Untergrund der meisten untersuchten Standorte. Deshalb wurde der dieser Region zugeordnete Mittelwert als Vergleichswert gewählt. Zu beachten ist ferner, daß es sich bei den gewählten Vergleichswerten um einen Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden handelt, die bis zu einer größeren Tiefe beprobt werden als die Grünlandböden im vorliegenden Projekt.

Auch bei der Probenbehandlung gab es Unterschiede. So wurden die gesiebten Proben bei der Untersuchung von AICHBERGER et al. (1981) noch homogenisiert, was in der vorliegenden Untersuchung nicht der Fall war.

Trotz dieser Unterschiede schien es sinnvoller, diese Werte zum Vergleich heranzuziehen, als die in der Literatur häufig anzutreffenden "normalen oder häufigen Gehalte", die aus Bodengehalten der unterschiedlichsten geologischen Räume

zusammengestellt wurden und sich ebensowenig auf eine bestimmte Probenahmetiefe oder Probenbehandlung beziehen.

Bevor die Schwermetalle im einzelnen behandelt werden, wird in Tab. B.3 eine Gesamtübersicht über die Gehalte der untersuchten Elemente in den Böden der einzelnen Standorte gegeben. Die Lage der einzelnen Punkte ist Abb. B.1 zu entnehmen.

Tab. B.3: Schwermetall-Gehalte der Böden im Raum Linz (Gehaltsangaben bezogen auf Trockenmasse)

	Fe %	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Pb mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Cr mg/kg	Cd mg/kg	As mg/kg	Hg mg/kg
Wiese										
1	1,78	1.060	160	85	52	24	36	0,61	3,7	0,27
2	6,96	2.000	360	120	51	33	55	0,34	8,8	0,3
3	1,84	525	110	25	37	26	24	0,27	–	–
4	2,89	755	125	45	58	30	36	0,21	–	–
5	2,61	735	175	60	52	34	34	0,49	7,9	0,3
6	2,57	845	175	85	39	31	28	0,31	9,4	0,55
7	2,05	495	130	55	63	25	28	0,22	–	–
8	2,69	700	125	45	58	38	36	0,15	2,0	0,26
9	2,49	770	110	45	55	38	31	0,27	4,4	1,2
10	2,60	790	140	45	70	41	37	0,20	3,6	0,27
11	4,44	2.580	280	160	48	82	57	0,42	4,7	0,6
12	1,96	555	95	25	38	33	28	0,17	4,2	0,11
13	0,89	305	130	25	30	41	18	0,34	–	–
14	2,33	640	120	35	72	42	35	0,24	5,1	0,07
15	2,60	790	120	35	57	31	22	0,32	3,4	0,1
16	2,35	660	115	35	61	39	27	0,44	6,4	0,08
17	2,43	645	105	40	38	40	28	0,20	–	–
18	2,27	525	95	25	28	35	22	0,23	–	–
20	2,57	595	105	35	35	37	34	0,12	< 0,5	0,07
21	1,98	630	110	45	45	38	33	0,42	–	–
26	2,57	670	130	70	57	49	39	0,25	–	–
28	2,23	540	120	45	47	47	29	0,15	< 0,5	0,25
33	2,58	745	115	45	85	45	36	0,08	–	–
34	0,88	360	70	50	27	33	15	0,30	3,4	0,08
35	2,24	470	80	30	38	45	26	0,13	–	–
36	3,52	785	185	70	57	53	41	0,32	–	–
Wald*										
19/H	3,23	1.100	190	145	35	32	30	0,59	3,0	0,67
19/1	2,68	320	75	65	17	19	18	0,09	4,5	0,3
19/2	1,76	180	60	50	18	17	13	0,09	8,7	0,24
19/3	1,88	135	55	30	13	18	12	<0,05	5,0	0,09
19/4	1,82	185	60	20	11	10	14	<0,05	1,1	0,04
39/H	0,72	345	55	40	6	10	6	0,35	1,6	0,18
39/1	1,09	230	65	50	14	19	14	0,19	2,5	0,13
39/2	1,10	75	45	20	8	15	8	0,18	2,6	0,06
39/3	1,34	85	45	15	5	8	8	0,05	2,0	0,07
39/4	1,21	90	45	10	3	10	7	<0,05	1,3	0,03

Anmerkung:

–... nicht gemessen

* /H ... Auflagehumus

/1 ... 0 – 5 cm

/2 ... 5 – 10 cm

/3 ... 10 – 20 cm

/4 ... 20 – 30 cm

III. 4.1 Eisen (Fe)

III. 4.1.1 Allgemeines

Eisen stellt für den pflanzlichen, tierischen und menschlichen Organismus ein essentielles Mikronährelement dar. In der Literatur wird häufig Eisen-Mangel bei der Ernährung von Pflanzen, Tieren und Menschen erwähnt. Toxizität durch Eisen-Überschuß tritt im Gegensatz dazu selten auf.

Natürliche Eisen-Gehalte bodenbildender Gesteine können von 0,1 % (Talsand) bis 9 % (Ultrabasische Gesteine, Basalt) reichen (TUREKIAN, WEDEPOHL, 1961 mit Ergänzungen von BLUME, FLEIGE, cit. in DVWK, 1988). Häufig im Boden auftretende Eisen-Gehalte liegen im Bereich von 0,1 – 5 % (DVWK, 1988). Grenzwerte für die Anreicherung im Boden gibt es wegen der geringen toxikologischen Bedeutung für Mensch, Tier und Pflanze keine.

III. 4.1.2 Eisen in Grünlandböden des Raumes Linz

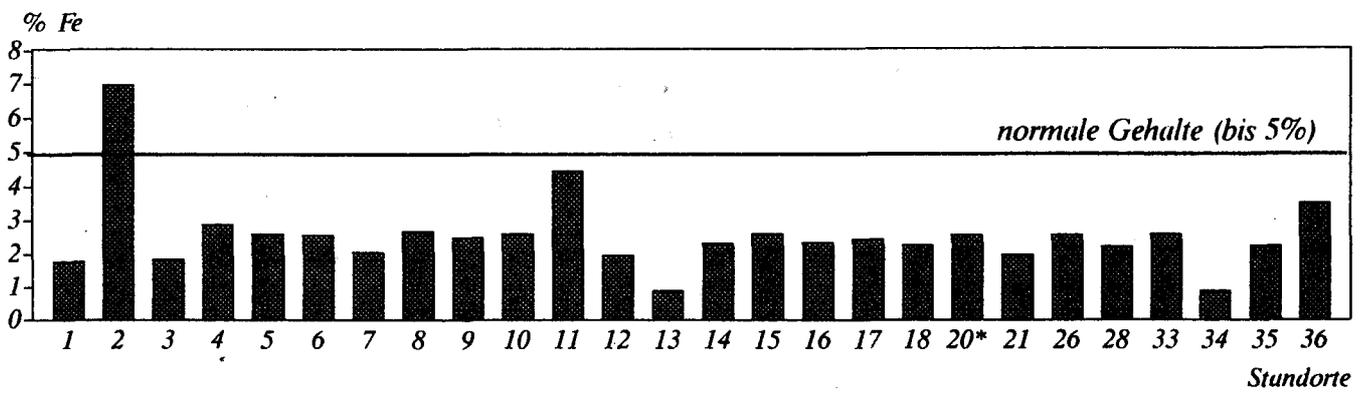
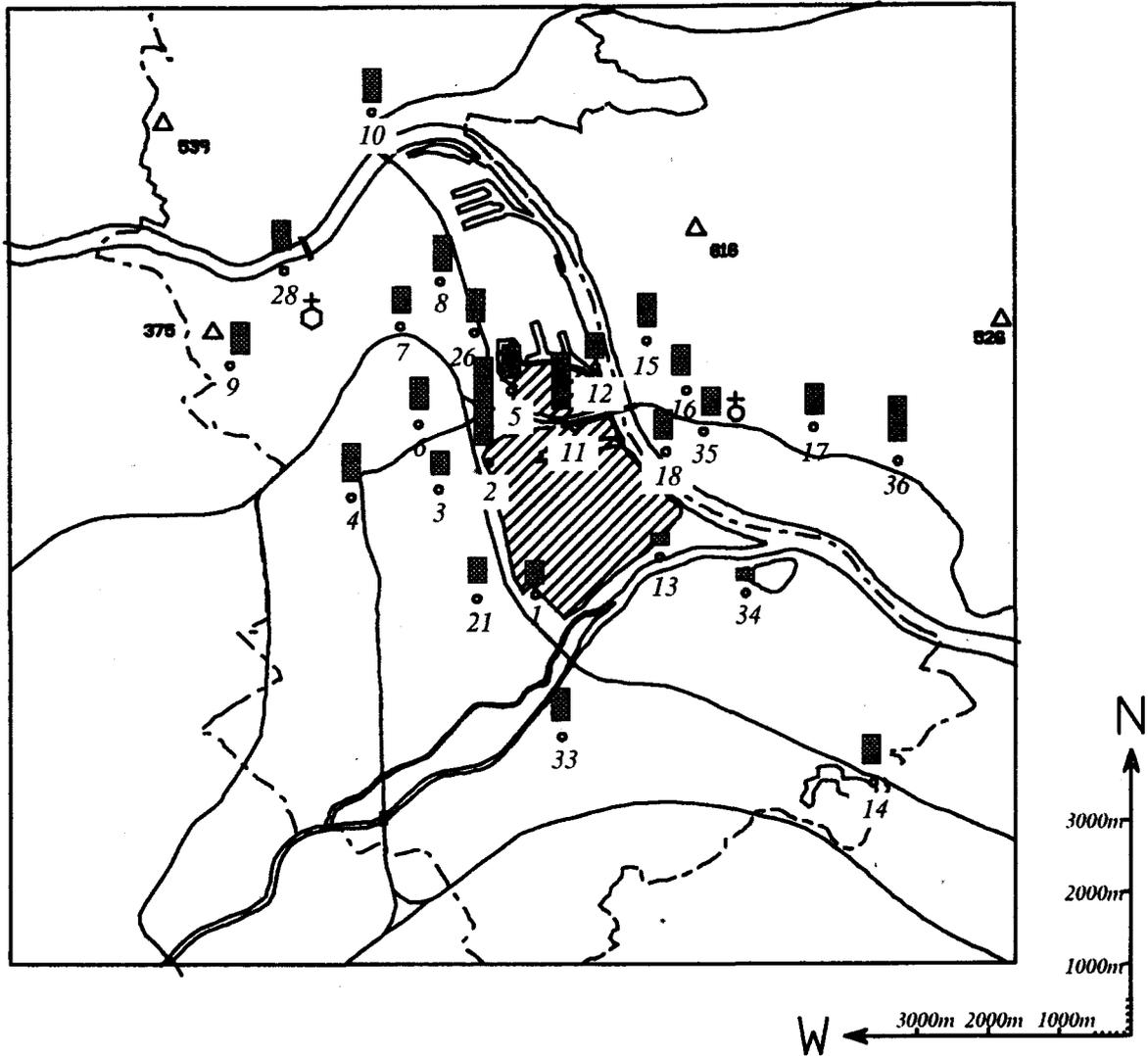
In Schwebstaubuntersuchungen (siehe Kap. A. VI) konnten im Raum Linz erhöhte Anteile an Eisen im Staub und in

der Luft festgestellt werden (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1983, 1985). Es ist daher von Interesse, ob in den Böden dieses Raumes erhöhte Eisen-Gehalte als Folge von Depositionen zu beobachten sind.

Wie aus Abb. B.2 ersichtlich, liegen die Eisen-Gehalte Linzer Böden im Bereich der häufigen Gehalte. Lediglich Standort 2 (VÖEST-Sportplatz) überschreitet mit 6,96 % Eisen in der Trockenmasse diesen Bereich. Dieser Standort liegt im direkten Einflußbereich der VÖEST-Hochöfen sowie in nächster Nähe zur Westbahn, sodaß hier zwei mögliche Verursacher für höhere Eisengehalte im Boden gegeben sind.

Der Wert des Standortes 11 (Kokerei) liegt zwar im Bereich häufiger Gehalte, aber deutlich über den meisten in Linz gefundenen Werten. Auch hier scheint die Nähe zur VÖEST sowie zu Industriegleisen der VÖEST und zur Bahnlinie Linz-Summerau die tragende Rolle zu spielen.

Alle pH-Werte der Wiesenböden liegen in einem Bereich, bei dem eine sehr starke Bindung von dreiwertigem Eisen im Boden erfolgt (um pH 6, vgl. Tab. B.2). Eine Anreicherung von Eisen im Boden durch z.B. Deposition Fe-hältigen Staubes ist daher möglich.



* nicht in Karte

Abb. B.2: Eisen in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in %)

III. 4.1.3 Eisen in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Beim Vergleich der beiden Waldstandorte Steyregg/Im Weih (19) und Altenberg (39) zeigt sich Folgendes (Abb. B.3):

Auf Standort 19 (Steyregg/Im Weih) liegt der höchste Eisen-Gehalt im Humus vor und nimmt nach unten hin ab, während auf Standort 39 (Referenzstandort) der Anteil von Eisen im Humus gering ist und mit zunehmender Tiefe eher größer wird.

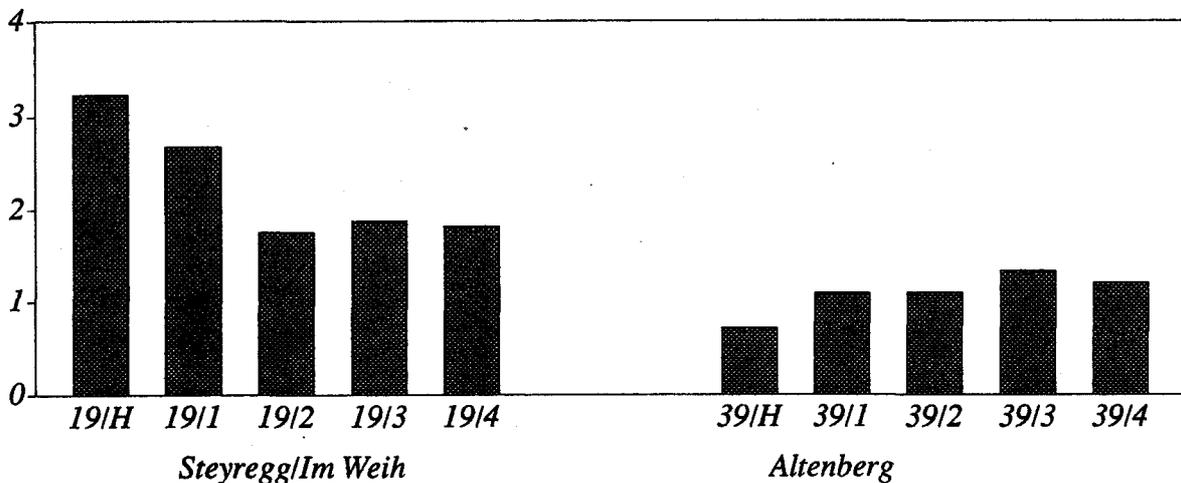
Am industrienahen Standort 19 scheint ein deutlicher Eintrag von Eisen zusätzlich zur Freisetzung durch Zersetzung organischen Materials stattzufinden. Dies wird umso deutlicher, wenn man die beiden obersten Mineralbodenhorizonte des Standortes 19 vergleicht. Ihre pH-

Werte liegen tiefer als die des Standortes 39 (Tab. B.2), an der Grenze zum Fe-Pufferbereich (pH 3). Unterhalb dieses Bereiches kann Eisen verstärkt freigesetzt und somit in tiefere Bodenschichten verlagert werden.

Eine weitere Möglichkeit der Eisen-Verlagerung stellen Redoxvorgänge dar. Dabei wird dreiwertiges Eisen unter anaeroben Verhältnissen in zweiwertiges umgewandelt und kann mit der Bodenlösung in andere Bodenhorizonte transportiert werden. Hydromorphe Bedingungen können für beide Standorte durch die Bodenansprache (s. Anhang) ausgeschlossen werden.

Im aufgelagerten Staub von Fichtennadeln des Raumes Linz wurden ebenso erhöhte Eisen-Gehalte gefunden (siehe Teil C).

% Fe



- /H Humus
- /1 0 – 5 cm
- /2 5 – 10 cm
- /3 10 – 20 cm
- /4 20 – 30 cm

Abb. B.3: Eisen in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in %)

III. 4.1.4 Zusammenfassung für Eisen

Es kann angenommen werden, daß der Eisengehalt industrienaher Böden im-

missionsbedingt anstieg. Eine Gefährdung irgendeiner Art ist jedoch wegen der geringen toxikologischen Bedeutung von Eisen auszuschließen.

III. 4.2 Mangan (Mn)

III. 4.2.1 Allgemeines

Mangan ist ein in der Natur allgegenwärtiges Element und scheint für alle Lebewesen ein essentielles Spurenelement zu sein. Der natürliche Gehalt wichtiger bodenbildender Gesteine liegt zwischen 50 mg/kg (Sandstein) und 1.600 mg/kg (ultrabasische Gesteine). Mangan-Gehalte unbelasteter Böden liegen zwischen 20 mg/kg und 800 mg/kg, können aber durch pedogene Anreicherung bis 3.000 mg/kg reichen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989).

Für die Pflanzenverfügbarkeit des Mangans sind, wie beim Eisen, der pH-Wert und das Redoxpotential maßgebend. Unter pH-Wert 6 steigt die Löslichkeit von pflanzenverfügbarem zweiwertigem Mangan mit sinkendem pH-Wert stark an. Daher besteht nur auf sauren Böden und/oder bei reduzierenden Bedingungen durch einen hohen Bodenwasserhaushalt die Gefahr einer Mangantoxizität (HOCK und ELSTNER, 1984).

Grenz- bzw. Richtwerte für Mangan im Boden gibt es keine. In Frankreich und Belgien liegt der höchstzulässige bzw. empfohlene Grenzwert für Mangan im Klärschlamm für dessen Verwendung bei 500 mg/kg Trockenmasse, in Finnland bei 3.000 mg/kg Trockenmasse (SAUERBECK, 1984, cit. in Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1985).

III. 4.2.2 Mangan in Grünlandböden des Raumes Linz

Schwebstaubanalysen im Raum Linz wiesen höhere Mangan-Gehalte industrienahe Standorte aus (vgl. Kap. A.VI.I), (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1983).

Die Mangan-Gehalte der Wiesenböden im Raum Linz liegen größtenteils im Bereich

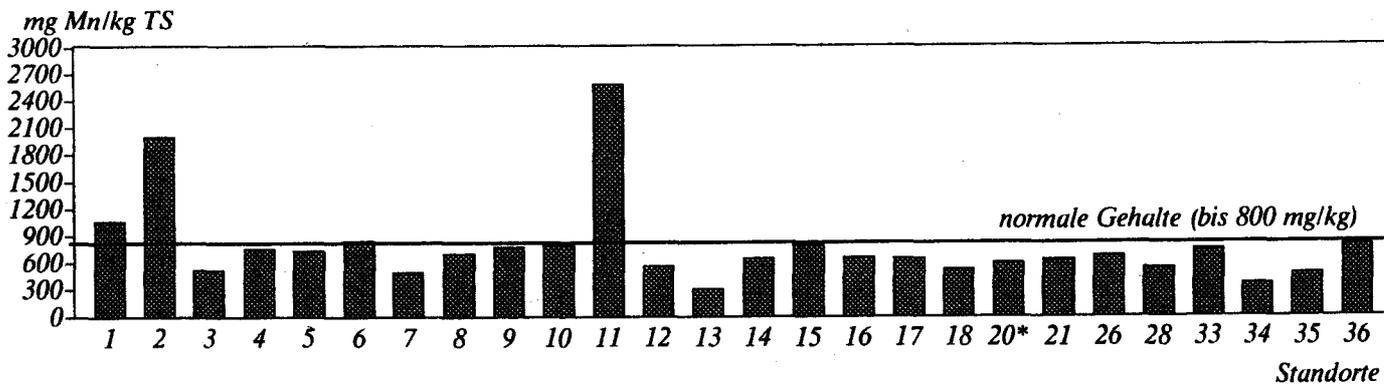
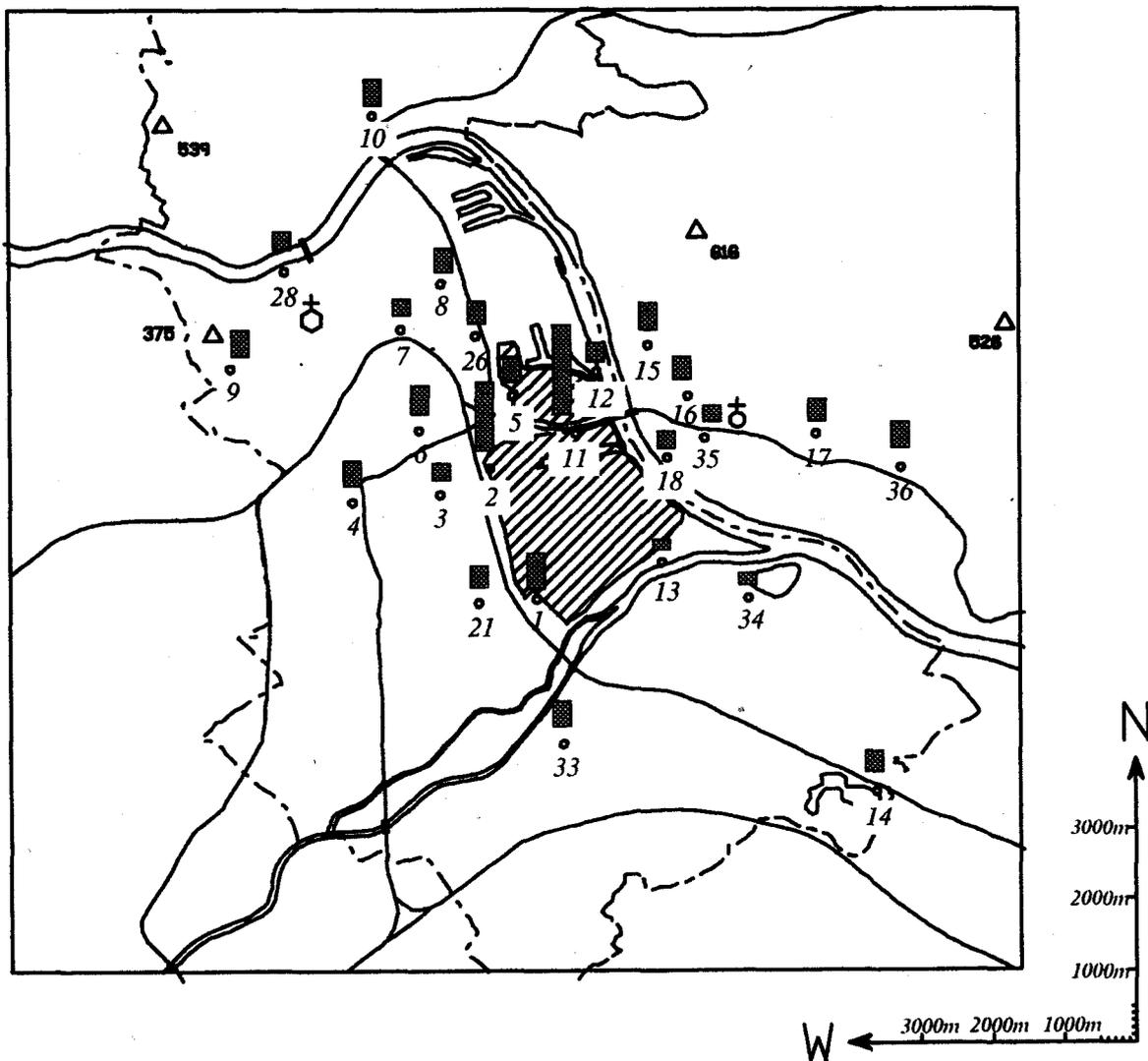
der normalen Gehalte. Bei näherer Betrachtung zeigen sich jedoch wiederum auf den Standorten 2 (VÖEST-Sportplatz) und 11 (Kokerei) deutlich höhere Werte als bei den übrigen Standorten (Abb. B.4). Der Schluß liegt daher nahe, daß auch für das Element Mangan die VÖEST ein bedeutender Emittent sein dürfte. Bei MERIAN (1984) findet sich ein Hinweis auf die Stahlproduktion als Mn-Emittent.

Die gemessenen pH-Werte (um 6) sprechen für eine Anreicherung des anthropogen eingetragenen Mangans im untersuchten Bodenhorizont, da Mangan bei hohen pH-Werten verstärkt gebunden wird (vgl. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989).

Wie weit hier pflanzentoxische Mangan-gehalte bereits vorliegen, kann aus den Gesamtgehalten nicht abgeleitet werden, sondern es bedarf einer eingehenden Analyse des pflanzenverfügbaren Mangans im Boden und in der Bodenlösung sowie der Mangan-gehalte der Vegetation. Es kann jedoch angenommen werden, daß durch die in den Wiesenböden auftretende annähernd neutrale Bodenreaktion kein Überschuß von zweiwertigem und somit pflanzenverfügbarem Mangan auftritt (vgl. III. 4.2.1).

Die Bodenansprache (siehe Anhang) brachte keine Hinweise auf stark reduzierende Bedingungen, die etwa durch einen zeitweilig hohen Bodenwasserhaushalt auftreten. Eine Reduktion und gleichzeitige Verlagerung von Mangan in höherem Maße innerhalb des Bodens kann daher ausgeschlossen werden. Ein Eintrag durch Hangwasserzug kann ebenfalls ausgeschlossen werden (vgl. Lagemerkmale, im Anhang).

Wie in Abb. B.4 ersichtlich, liegen auch die Mn-Werte der VÖEST-nahen Standorte 1 und 6 knapp über den in der Literatur zitierten häufigen Gehalten.



* nicht in Karte

Abb. B.4: Mangan in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

III. 4.2.3 Mangan in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Der Vergleich der beiden Waldstandorte ergibt höhere Mangangehalte des Standortes 19 im Humus und im Boden (Abb. B.5). Wie weit ein anthropogen bedingter Eintrag vorliegt, kann nicht gesagt werden, da die Werte durchaus im natürlichen Schwankungsbereich liegen (vgl. MAJER, 1989; Amt der Tiroler Landesregierung, 1989).

Für beide Standorte gilt jedoch, daß aufgrund ihrer stark sauren pH-Werte (s. Tab. B.2) mit einer erhöhten Mangan-Freisetzung zu rechnen ist (vgl.

GLATZEL et al., 1983 cit. in ÖBIG, 1989). Das heißt, daß pflanzenverfügbares zweiwertiges Mangan in größeren Mengen den Pflanzen zur Verfügung stehen und auch tatsächlich verstärkt in die Phytomasse eingebaut werden kann (ZVACEK, 1988; GÄRTNER, 1985). Es kann aber auch mit dem Sickerwasser ausgetragen werden, was in weiterer Folge zukünftigen Manganmangel bedeuten kann (vgl. MAYER und HEINRICHS, 1980). Im Vergleich mit Werten anderer Bodenuntersuchungen liegen die im Mineralboden gefundenen Mangangehalte der beiden Waldstandorte im unteren Bereich, sodaß ein Austrag ins Grundwasser wahrscheinlich erscheint.

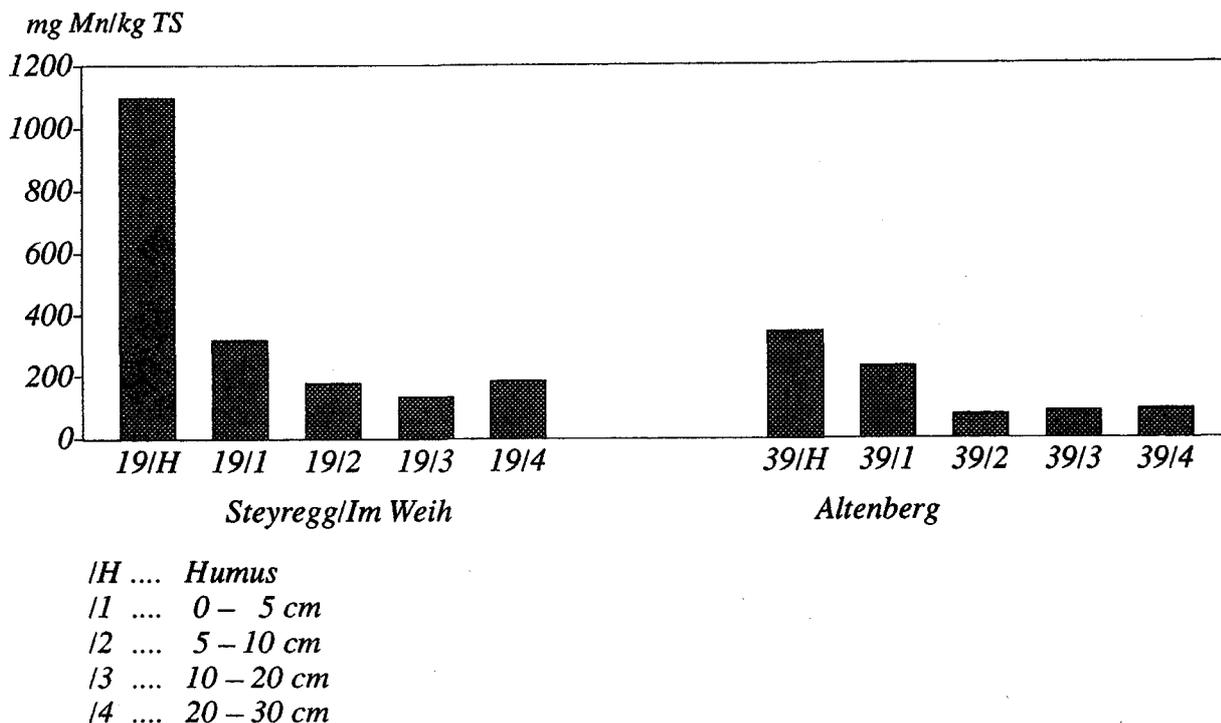


Abb. B.5: Mangan in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

III. 4.2.4 Zusammenfassung für Mangan

Höhere Mangangehalte wurden im Raum Linz auf den Standorten 2

(VÖEST-Sportplatz) und 11 (Kokerei) im VÖEST-Betriebsgelände gefunden, eine pflanzentoxische Beeinflussung ist jedoch unwahrscheinlich.

III. 4.3 Zink (Zn)

III. 4.3.1 Allgemeines

Auch Zink stellt ein essentielles Spurenelement in der Ernährung von Pflanze, Tier und Mensch dar.

Die mittleren Zn-Gehalte verschiedener Gesteine liegen im Bereich von 15 – 100 mg/kg. Der Gehalt unbelasteter Böden liegt zwischen 10 und 80 mg/kg (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989).

Zinkmangel ist bei der Ernährung gefährlicher als Zinküberschuß. Zinktoxizität scheint beim Menschen und bei den Säugetieren eine untergeordnete Rolle zu spielen (MERIAN, 1984; SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989). Phytotoxizität bei Zinküberschuß wird jedoch deutlich dargelegt (vgl. BERGMANN, 1988; HOCK und ELSTNER, 1984). Dieser Umstand sowie die Anreicherung von Zink im Boden infolge von Klärschlamm- ausbringungen findet in zahlreichen Gesetzen, Verordnungen und Richtlinien auf nationaler und internationaler Ebene durch Grenz- bzw. Richtwerte ihren Niederschlag.

KLOKE (1980) empfiehlt einen Richtwert von 300 mg/kg Trockenmasse für Kulturböden als tolerierbar. Dieser Wert wurde von der Oberösterreichischen Landesregierung (1990) in die Oberösterreichische Klärschlamm-Verordnung als Grenzwert für die Ausbringung von Klärschlamm für 0 – 10 cm Wiesenböden und 0 – 20 cm Ackerböden übernommen.

Die Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (1988) gibt einen Schwellenwert von 500 mg Zn/kg für landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Flächen an, da Störungen des

Pflanzenwachstums erst deutlich oberhalb dieses Niveaus zu erwarten sind.

Verschiedene Autoren fordern jedoch auch eine Absenkung des Zn-Grenzwertes in Abhängigkeit von der Höhe des pH-Wertes unter 6 (vgl. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989; HERMS, cit. in THORMANN, 1987).

Eine Anreicherung von Zink im Boden kann durch Düngung mit Klärschlamm erfolgen, aber auch zahlreiche andere Quellen können dafür verantwortlich sein, u.a. Verkehr (vgl. KASPEROWSKI und FRANK, 1989), Eisen- und Stahlproduktion, Nichteisenmetallproduktion, Kohleverbrennung (MERIAN, 1984).

Der Gehalt an pflanzenverfügbarem, austauschbarem Zink ist bei pH-Werten über 6 gering. Die Zn-Gehalte der Bodenlösung und damit der mögliche Sickerwasser-Austrag steigen mit abnehmendem pH-Wert und zunehmendem Gesamt-Zn-Gehalt (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989). Neben der innerhalb der Schwermetalle vergleichsweise hohen Mobilität von Zink im Boden weist es auch einen hohen Transferkoeffizienten vom Boden in die Pflanze auf, was bedeutet, daß Zink stärker (neben Cadmium, Thallium) von der Pflanze aus dem Boden angereichert wird (vgl. Arbeitsgruppe Bodenschutz der ÖBG, 1989).

III. 4.3.2 Zink in Grünlandböden des Raumes Linz

Wie in Abb. B.6 ersichtlich, liegen alle Werte des Linzer Raumes über dem oberösterreichischen Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden auf Deckenschottern und Terrassen von 60,8 mg Zn/kg (AICHBERGER et al., 1981).

Der *Mittelwert* für Linzer Wiesenböden (0 – 5 cm) von 137,9 mg/kg TS entspricht etwa jenen von Grünlandböden

(0 – 10 cm) des Tiroler Inntales und der Nordalpen (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989). Der *Median* liegt bei 120 mg/kg TS (70 – 360 mg/kg, n = 26).

Bei eingehenderem Studium der Linzer Werte fallen wiederum die Standorte 2 (VÖEST-Sportplatz) und 11 (Kokerei) auf, wobei Standort 2 bereits deutlich über dem Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung für die Ausbringung von Klärschlamm von 300 mg/kg TS liegt. Auch die Werte der industrienahen Standorte 1, 5 und 6 liegen im oberen Bereich der gemessenen Zn-Gehalte. Standort 36 (Pulgarn), bereits in entfernterer Lage zur Industrie, weist ebenfalls einen Wert in der Größenordnung der Standorte 1, 5 und 6 auf.

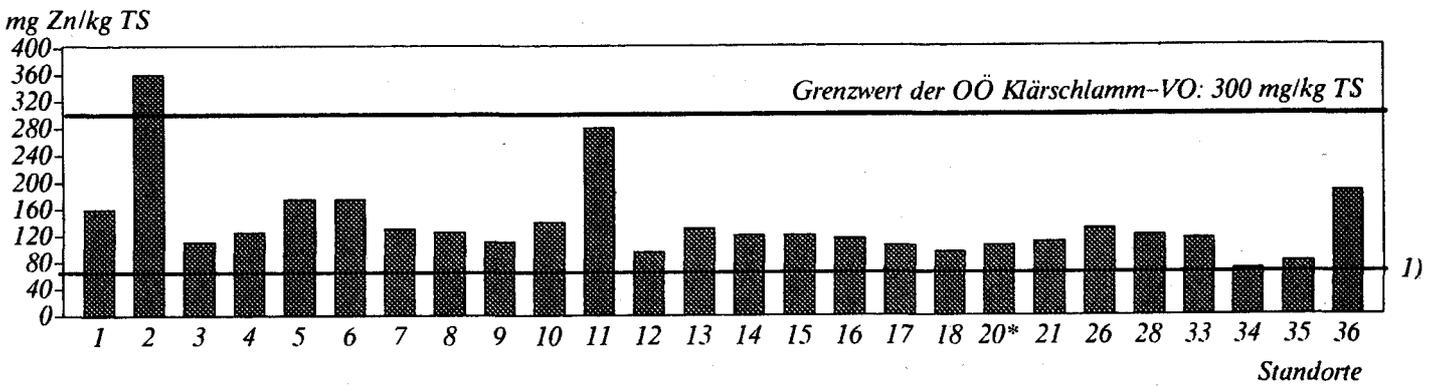
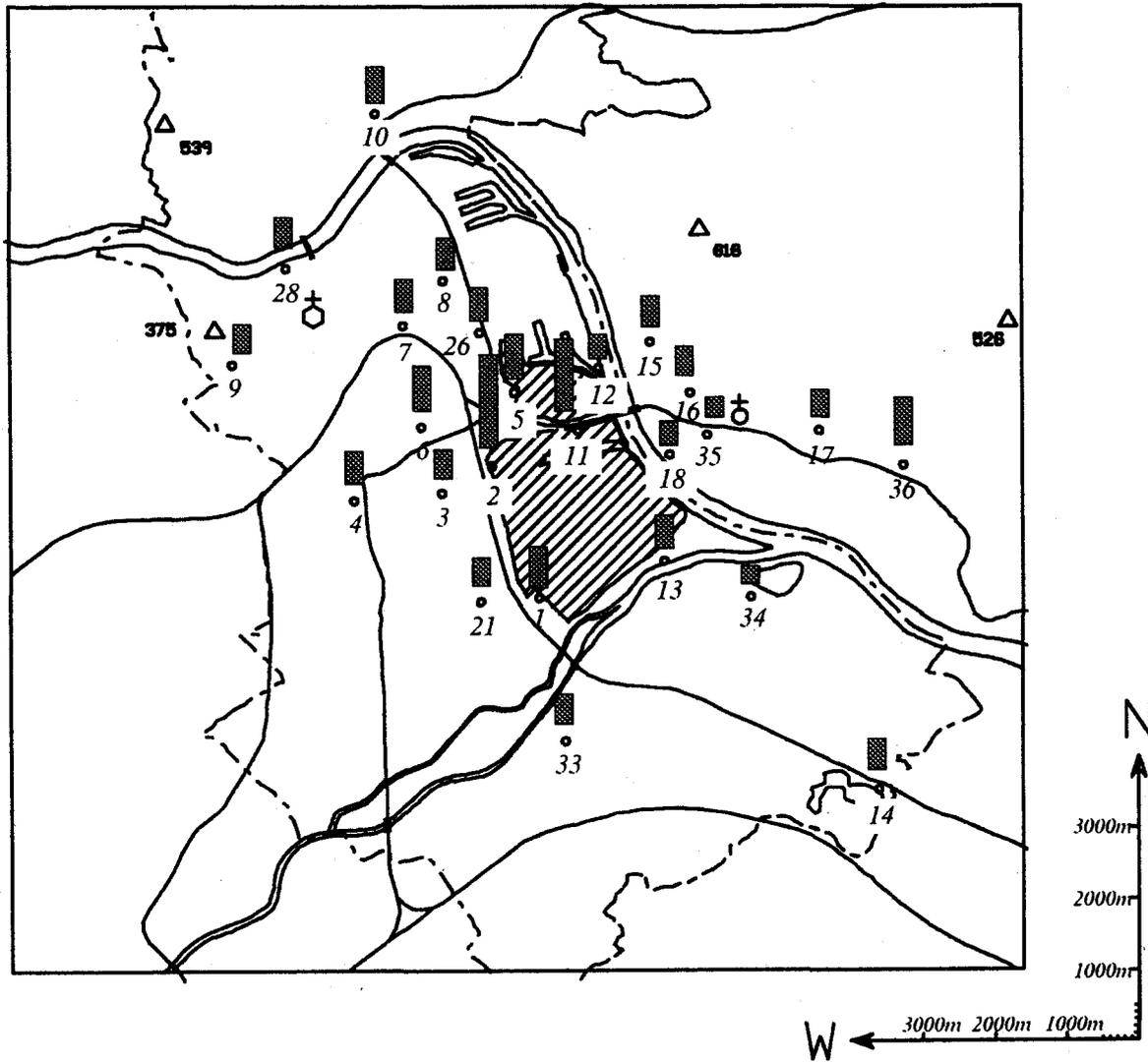
AICHBERGER (1989) untersuchte im Stadtgebiet von Linz an 6 Ackerstandorten die Tiefenverteilung von verschiedenen Schwermetallen, wobei für Zink eine Abnahme des Gehaltes mit der Tiefe auf eine immissionsbedingte Anreicherung im Oberboden deutete. Die Zn-Gehalte in der Schicht von 60 – 90 cm lagen zwischen 12 und 65 mg/kg TS. Unter der Annahme, daß sich in dieser Größenordnung der geogen bedingte Zn-Gehalt Linzer Böden befinden dürfte, wird die immissionsbedingte Anreicherung in den untersuchten Wiesenböden deutlich (vgl. Abb. B.6).

Der Einfluß der Bodenreaktion auf die Löslichkeit von Zink im Boden sei hier

noch einmal verdeutlicht. Demnach fanden HERMS und BRÜMMER (1980) die niedrigsten Zn-Gehalte bei pH-Wert 7 bzw. pH-Wert 8 in den Gleichgewichtslösungen. Im Mittel war die Löslichkeit von Zink bei pH-Wert 6 etwa fünfmal, bei pH-Wert 3 sogar 80 mal so groß wie bei pH-Wert 7. Dementsprechend steigt aber auch die Verlagerbarkeit sowie die Pflanzenaufnahme. 1200 mg Zn/kg Boden bei pH-Wert 7, 100 mg Zn/kg bei pH-Wert 6 und nur 40 mg Zn/kg bei pH-Wert 5 ergaben einen als unbedenklich angenommenen Zn-Gehalt von 1 mg Zn/l Bodenlösung. Bei pH-Werten von 3 und 4 war Zink auch in den untersuchten unbelasteten Böden so gut löslich, daß der Wert von 1 mg Zn/l nicht unterschritten wurde.

ZVACEK (1988) fand bei Untersuchungen mehrerer Waldstandorte auf neutralen Böden generell höhere Zn-Gehalte in Nadeln und im zugehörigen Astteil von Fichten als auf sauren Standorten. Im Gegensatz dazu ergaben sich jedoch beim Gefäßversuch und in der Begleitvegetation bei den sauren Standorten höhere Zn-Werte in den Pflanzen.

Die pH-Werte der in Linz untersuchten Wiesenböden lagen fast durchwegs über 6 (vgl. Tab. B.2), was eine Zn-Toxizität durch Überschuß von pflanzenverfügbarem Zink weitgehend ausschließt, sicherlich aber eine Anreicherung von eingetragendem Zink in den obersten Bodenhorizonten ermöglicht (vgl. AICHBERGER, 1989).



* nicht in Karte

1) Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs auf Deckenschottern und Terrassen (Aichberger et. al, 1981)

Abb. B.6: Zink in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

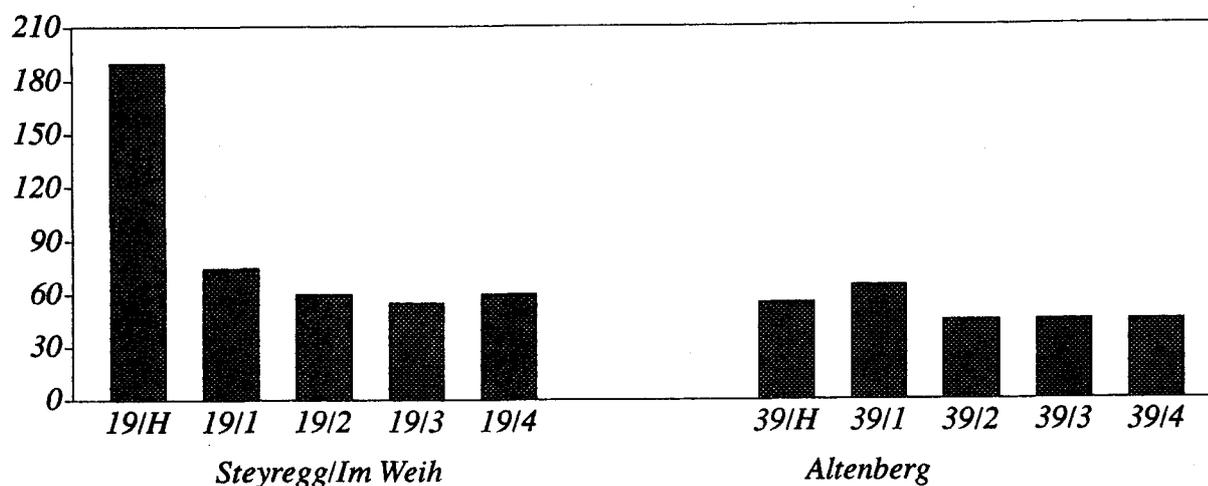
III. 4.3.3 Zink in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Der Vergleich der beiden Waldstandorte 19 und 39 zeigt vor allem beim Zn-Anteil des Humus deutliche Unterschiede (Abb. B.7). Der Humus des industrienahe Standortes 19 weist mehr als die 3-fache Menge an Zink wie der Humus

des Referenzstandortes auf, während die darunterliegenden Mineralbodenhorizonte weitgehend ähnliche Gehalte wie Standort 39 zeigen.

Daraus könnte abgeleitet werden, daß auf einen höheren Zn-Eintrag über den Humus auf Standort 19 ein stärkerer Austrag durch stark saure Bodenbedingungen folgt, der ähnliche Zn-Gehalte der Mineralböden bedingt.

mg Zn/kg TS



- 1H Humus
 11 0 – 5 cm
 12 5 – 10 cm
 13 10 – 20 cm
 14 20 – 30 cm

Abb. B.7: Zink in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

Als Vergleichswerte seien Ergebnisse einiger exponierter oberösterreichischer Fichtenbestände angeführt (nach KAZDA et al., 1986).

0 – 5 cm Waldboden	pH-Wert (KCl)	Zn (mg/kg)
Böhmerwald	3,4	73
Hongar	3,5	50
Kobernauberwald	2,9	37
Weilhart-Forst	3,4	41

Zum Vergleich der Auflagehumus-Gehalte sei wiederum der "Bericht über den Zustand der Tiroler Böden" (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989) zitiert, wo der Median der Zn-Gehalte bei 77 mg/kg TS Auflagehumus, das 10. Perzentil bei 49 mg/kg und das 90. Perzentil bei 130 mg/kg lagen.

Daraus ist ersichtlich, daß der Zn-Gehalt des Humus von Standort 19 als erhöht einzustufen ist, während der des

Standortes 39 im unteren Bereich angesiedelt ist. Ein für die Waldbäume kritischer Gehalt im Falle des Standortes 19 wird aber nicht erreicht.

III. 4.3.4 Zusammenfassung für Zink

Die Zn-Gehalte der Linzer Böden liegen durchwegs über dem oberösterreichischen Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden auf Deckenschottern und Terrassen und deutlich über den aus Tiefenprofilen (60 – 90 cm) aus Linz gewonnenen Werten. Die industrienahen Standorte sind stärker belastet, und in einem Fall (Standort 2, VÖEST-Sportplatz, 360 mg Zn/kg) gibt es eine Grenzwertüberschreitung entsprechend der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung.

Im Vergleich der beiden Waldböden weist der industrienaher Standort 19 (Steyregg/Im Weih) im Humus deutlich höhere Gehalte an Zink auf.

III. 4.4 Blei (Pb)

III. 4.4.1 Allgemeines

Blei ist für Pflanzen, Tiere und Menschen kein essentielles Spurenelement.

Die Bleigehalte bodenbildender Gesteine können von 1 bis 30 mg/kg schwanken (TUREKIAN, WEDEPOHL, 1961 mit Ergänzungen von BLUME, FLEIGE, Lit. cit. in DVWK, 1988). Häufig in Böden auftretende Pb-Gehalte liegen zwischen 0,1 und 20 mg/kg (KLOKE, 1980).

Seine toxikologische Bedeutung für den pflanzlichen, tierischen und menschlichen Organismus ist unbestritten. Neben akuten Vergiftungen beim Menschen sind negative chronische Wirkungen auf das Blut und das blutbildende System, auf das Nervensystem, auf die Nieren,

auf das Herzkreislaufsystem und auf die Fortpflanzungsorgane bekannt. Nach Quellen aus den USA ist Blei die häufigste Vergiftungsursache bei Haustieren (MERIAN, 1984).

Die Aufnahme von Blei erfolgt bei Tieren und Menschen über Inhalation bleihaltigen Schwebstaubes und über die Nahrungskette, wobei es sich wegen der langen biologischen Halbwertszeit im Körper anreichert.

Die Pb-Kontamination von Pflanzen kann besonders über die Sedimentation von Pb-haltigen Schwebstaub auf Pflanzenteile oder über die Aufnahme aus belasteten Böden erfolgen. Die Blei-Aufnahme aus dem Boden in höhere Pflanzenteile ist jedoch gering, da Blei im Boden in sehr immobilisierter Form vorliegt und das Wurzelsystem eine wirkungsvolle Barriere darstellt (vgl. HOCK und ELSTNER, 1984; BERGMANN, 1988; SAUERBECK und STYPEREK, 1988).

Im Wurzelsystem treten auch die ersten funktionalen Störungen infolge erhöhter Boden-Pb-Gehalte auf (BURIAN, 1980).

Wegen der geringen Mobilität von Blei im Boden liegt der zulässige Blei-Grenzwert für den Boden relativ hoch. KLOKE (1980) empfahl 100 mg/kg, was von den meisten Ländern, u.a. auch der Oberösterreichischen Landesregierung (1990) als Grenzwert für die Klärschlammausbringung für 0 – 20 cm Ackerboden und 0 – 10 cm Wiesenboden übernommen wurde. Dieser Grenzwert ist äußerst vorsichtig angesetzt, da die Pflanzen selbst aus Böden mit 10-fach höheren Gehalten nur geringe Mengen an Blei aufnehmen (SAUERBECK, 1985; HORAK, 1979). Deshalb wurde z.B. in Nordrhein-Westfalen der Schwellenwert auf 300 mg/kg hinaufgesetzt (KÖNIG, 1988).

Blei ist bei pH-Werten > 5 in der Regel in sehr geringem Maße löslich. Erst unter pH 4 – 4,5 nimmt die Verlagerbarkeit und Verfügbarkeit zu. Weiters ist die Löslichkeit von Blei vom Gesamtgehalt, den Redoxbedingungen und dem Anteil an organischer Substanz abhängig, wobei Bodenproben mit hohem Anteil an organischer Substanz eine geringere Pb-Löslichkeit aufweisen, als jene mit geringem Anteil (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989).

Als Hauptkontaminationsquellen sind der Verkehr, wobei der höchste Eintrag bis zu 150 m beidseits der Straße stattfindet (HOCK und ELSTNER, 1984), die Eisen- und Stahlerzeugung, Betriebe mit Verhüttung und Verarbeitung bleihaltiger Erze, die Kohleverbrennung und die Ausbringung von Klärschlamm zu nennen.

III. 4.4.2 Blei in Grünlandböden des Raumes Linz

In zahlreichen Untersuchungen im Raum Linz wurden erhöhte Pb-Immissionen mit Hilfe der Bioindikation mit landwirtschaftlichen Nutzpflanzen festgestellt (vgl. Kap. A. IV.), (Landwirtschaftlich chemische Bundesanstalt, 1987 a–d).

Wie in Abb. B.8 ersichtlich, liegen fast alle Pb-Werte Linzer Grünlandböden über dem Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs auf Deckenschottern und Terrassen von 24,6 mg/kg (AICHBERGER et al., 1988). Über dem angegebenen Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung von 100 mg/kg liegen die Gehalte der beiden Standorte 2 (VÖEST-Sportplatz) und 11 (Kokerei) im Werksgelände der VÖEST. Bei ersterem ist der Einfluß des Kfz-Verkehrs lagebedingt auszuschließen, während bei Standort 11 auch die nahegelegene Bundesstraße nach Steyregg eine zusätzliche Rolle spielen könnte.

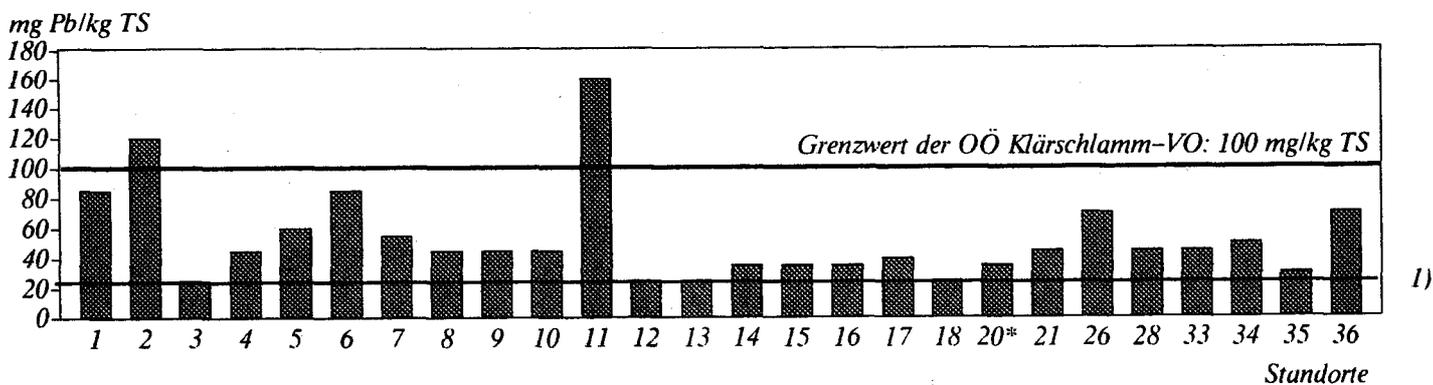
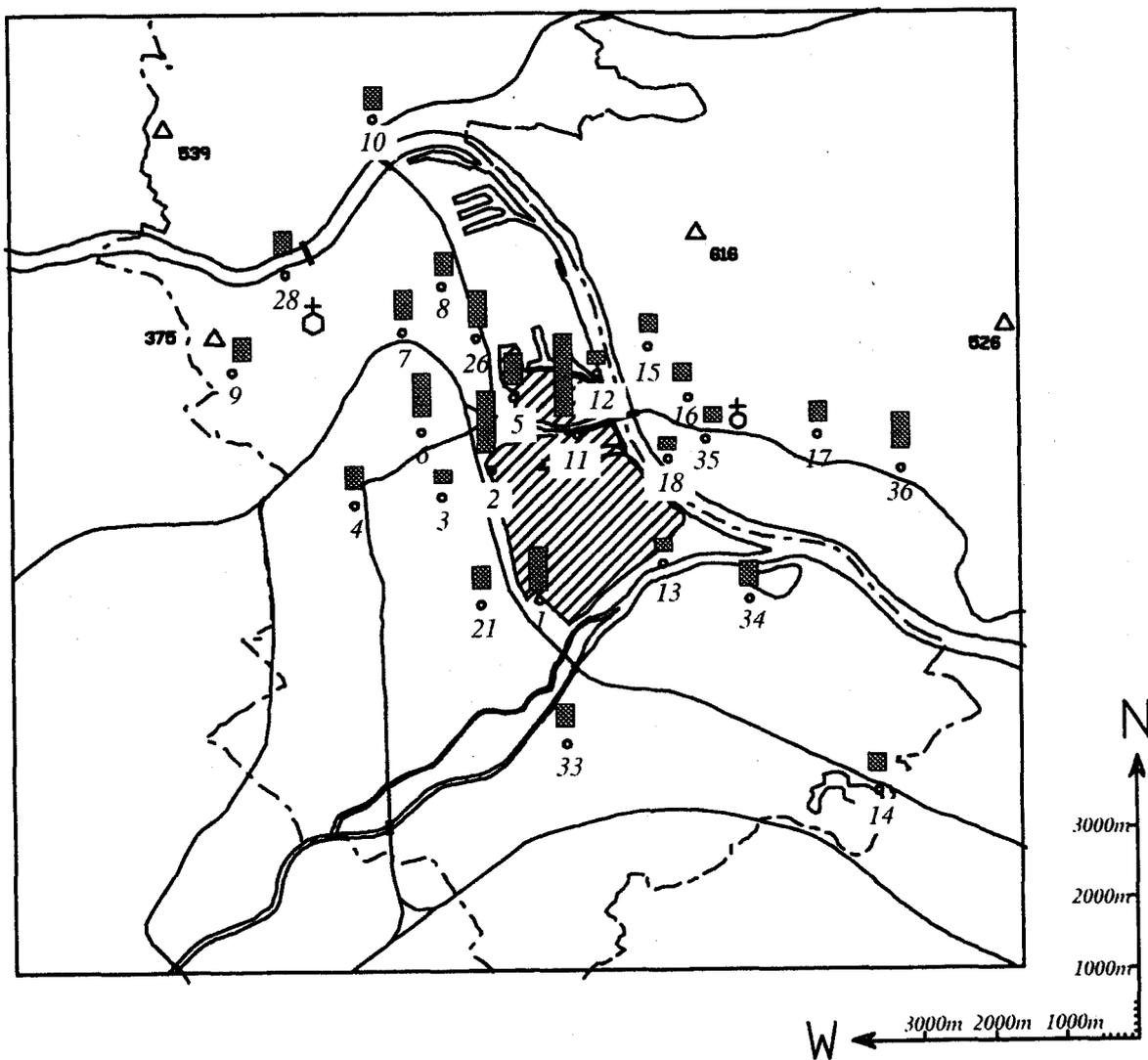
Auch die Bleigehalte der Standorte 1 (Strattnerstraße) und 6 (Spielplatz Pöschacherstraße) in industrienaher Lage kommen diesem Grenzwert bereits nahe.

Vergleicht man den *Mittelwert* von 53,1 mg/kg (0–5 cm) mit dem von anderen Untersuchungen, so entspricht er dem von Tiroler (Grünland 53,7 mg/kg, 0–10 cm), (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989) sowie der Grundbelastung von Nordrhein-Westfalen und liegt deutlich unter dem Mittelwert verschiedener Ballungszentren desselben Landes (Mittelwerte aus Äcker, Gärten und Grünland) (vgl. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 1985). Der *Median* der Linzer Pb-Werte lag bei 45 mg/kg (25 – 160 mg/kg, $n = 26$). Der *Hintergrundwert* (Standort 20) dürfte bei 35 mg/kg liegen.

Unter Berücksichtigung der "strengeren" Probenahme in Linz – die Pb-Belastung von 0 – 5 cm Grünlandböden sollte vergleichsweise höher sein als jene von 0 – 10 cm Grünlandböden (Tirol) und den Mittelwerten aus 0 – 10 cm Grünlandböden, 0 – 20 cm Gartenböden und Ackerböden von ca. 0 – 25 cm (Nordrhein-Westfalen) – ergibt sich eine für ein Ballungszentrum doch vergleichsweise geringe Bodenbelastung.

Dennoch kann von einer Anreicherung von Blei, an den Standorten 11, 2, 1 und 6, aber auch an den meisten anderen Standorten, gesprochen werden, vor allem dann, wenn zum Vergleich die Linzer Pb-Werte 7 – 13 mg/kg aus 60 – 90 cm Bodentiefe von herangezogen werden. (AICHBERGER, 1989), (vgl. mit Abb. B.8).

Die pH-Werte liegen in einem Bereich, der Pb-Anreicherung im Oberboden verstärkt zuläßt (vgl. Tab. B.2 mit III. 4.4.1).



* nicht in Karte

1) Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs auf Deckenschottern und Terrassen (Aichberger et. al. 1981)

Abb. B.8: Blei in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

III. 4.4.3 Blei in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Der Vergleich der beiden Waldstandorte 19 und 39 zeigt die deutlich höhere Pb-Belastung des industrienahen Standortes 19 (Abb. B.9). Vor allem im Auflagehumus ist der Gehalt 3–4 mal so hoch wie beim Referenzstandort 39.

Die Tiefenprofile veranschaulichen die Pb-Anreicherung im Oberboden eindrucksvoll. Besonders auf Standort 19 nehmen die Pb-Gehalte mit zunehmender Bodentiefe deutlich ab. Auf Standort 39 kann eine Abnahme der Bleikonzentration vom Humus zum ersten Mineralbodenhorizont nicht beobachtet werden (wie bei den meisten anderen Schwermetallen, vgl. Tab. B.3), was durch eine verminderte Deposition in den vergangenen Jahren und durch einen rascheren Abbau des Humus in den Mineralboden bedingt sein könnte.

Im wesentlichen verdeutlichen die Ergebnisse aber die im Vergleich zu anderen Schwermetallen relativ geringe Mobilität von Blei im Boden. Wenn man die Horizonte 19/1 (0 – 5 cm) mit 19/4 (20 – 30 cm) und 39/1 (0 – 5 cm) mit 39/4 (20 – 30 cm) vergleicht, so liegt im oberen Horizont ca. 3 x bzw. 5 x so viel Blei vor wie im untersten. Zahlreiche Modellversuche konnten die erhöhte Festlegung von Blei im Oberboden nachweisen (u.a. ASCHE und BEESE, 1986; MAYER, 1978; BRÜMMER und HERMS, 1985).

Trotz der stark sauren pH-Werte scheint also eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten nur in geringem Maße stattzufinden, ist jedoch am Standort 19, bedingt durch tiefere pH-Werte und höhere Pb-Gesamtgehalte, anzunehmen (siehe Abb. B.9).

GLATZEL et al. (1986) konnten durch eine Untersuchung von Wienerwald-Bö-

den im Stammabflußbereich von Buchen eine beträchtliche Verlagerung von Blei in tiefere Bodenschichten feststellen. Als Ursache dafür sahen sie hohe Einsickerungsmengen, niedrige pH-Werte des Bodens und des Stammabflusses und relativ hohe Konzentrationen starker Mineralsäuren im Einsickerungsbereich des Stammabflusses. Weiters fanden sie im Oberboden im stammnahen Bereich um ein Vielfaches höhere Bleigehalte als im stammfernen Bereich. Unter der vorsichtigen Annahme, daß es sich in Linz ähnlich verhält, würde dies beträchtlich höhere Pb-Gehalte im stammnahen Oberboden von Buchen bedeuten, als in den in Linz im Zwischenflächenbereich der Bäume entnommenen Bodenproben gefunden wurden. Weitergehende Untersuchungen könnten dies klären.

Vergleicht man den Bleigehalt des Waldstandortes 19 mit dem des nahe gelegenen Wiesenstandortes 16, so zeigt sich, wie durch zahlreiche Untersuchungen belegt, die verstärkte Anreicherung von Pb im Wald gegenüber Grünflächen (vgl. Abb. B.8 mit Abb. B.9). Beide Standorte liegen in verkehrsrühigem Gebiet.

Gegenüber den Pb-Gehalten im Auflagehumus von Tiroler Waldböden (Median = 63 mg/kg, 10. Perz. = 35 mg/kg, 90. Perz. = 110 mg/kg) erweist sich wiederum der Auflagehumusgehalt von Standort 19 als erhöht, während jener von Standort 39 im unteren Bereich angesiedelt ist. Die Mittelwerte der 0 – 10 cm-Schicht von Tiroler Waldböden lagen bei 85,3 mg/kg, für Osttiroler Waldböden ("Reinluftgebiet") bei 34,3 mg/kg (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989). Hier zeigt sich im Gegensatz zum Humus eine noch vergleichsweise geringe Belastung in Linz. Auch der Vergleich mit anderen Waldbeständen: > 300 mg Pb/kg im Humus und > 60 mg Pb/kg in 0 – 10 cm Mineralboden im immissionsbeeinflussten Solling (MAYER und HEINRICHS,

1980), ca. 35 – 45 mg Pb/kg in 0 – 5cm Mineralboden des Zwischenflächenbereichs von Buchenbeständen im Wienerwald (GLATZEL et al., 1986) deutet auf keine außerordentlich hohe Belastung im Linzer Ballungsraum hin.

Der Einfluß von Blei auf das Wachstum höherer Pflanzen im Freiland ist auch unter starker Pb-Belastung gering, da das Metall oft in einer schwer verfügbaren

Form vorliegt. Blei wird hauptsächlich an den Wänden der Wurzelzellen akkumuliert, wo es allerdings zu Beeinträchtigungen der Wurzelaktivität kommen kann (MAYER, 1981). Wie weit auf Standort 19 die Baumwurzel beeinträchtigende Gehalte in Zusammenhang mit dem sauren Bodenmilieu auftreten, kann aber aus Pb-Gesamtgehalten und wegen fehlender wissenschaftlicher Erkenntnisse nicht abgeleitet werden.

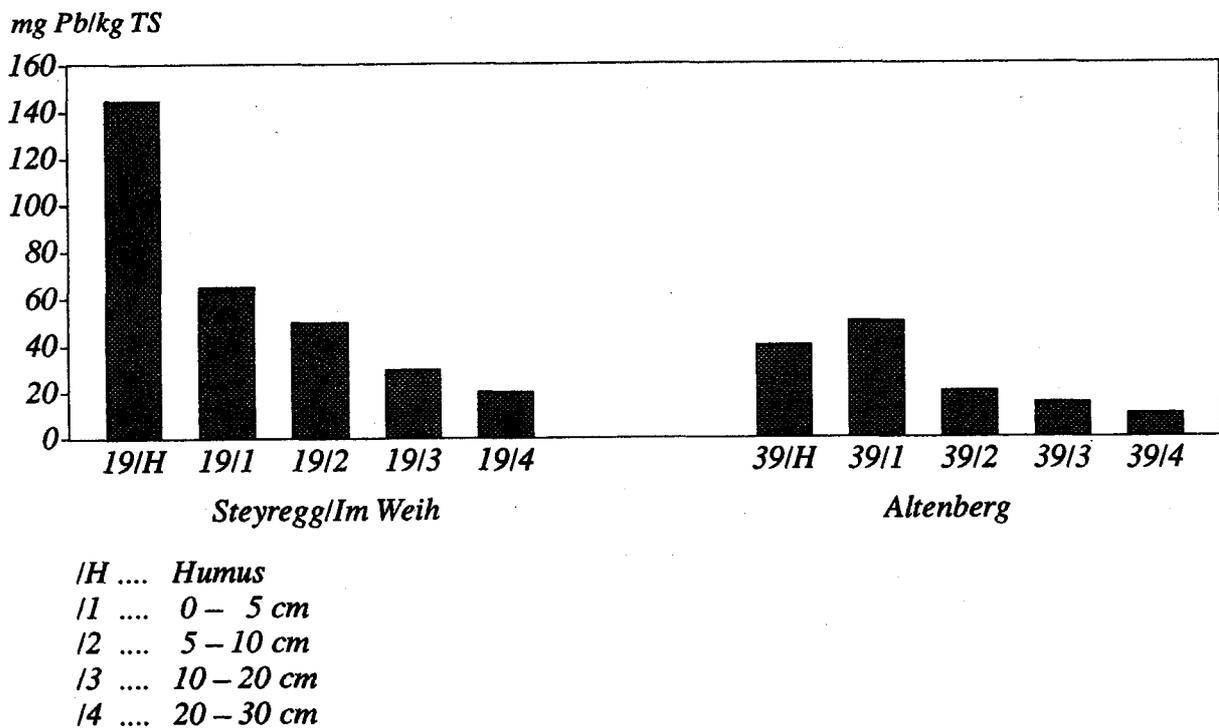


Abb. B.9: Blei in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

III. 4.4.4 Zusammenfassung für Blei

Im Raum Linz wurden erhöhte Pb-Gehalte im Oberboden festgestellt. Die industrienahe Standorte sind stärker belastet. Die Standorte 2 und 11 überschreiten die Grenzwerte der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung. Der Schluß liegt nahe, daß die VÖEST ein bedeutender Pb-Emitter sein dürfte.

Beim Vergleich der beiden Waldstandorte zeigt der industrienahe Standort ebenfalls die weitaus höheren Pb-Gehalte im Humus. Der Vergleich der Pb-Werte des Standortes 16 (Wiese) und des nahegelegenen Standortes 19 (Wald) erlaubt die Annahme einer erhöhten Anreicherung von Blei im Wald.

III. 4.5 Kupfer (Cu)

III. 4.5.1 Allgemeines

Kupfer ist für die Ernährung aller Lebewesen essentiell. In der kontinentalen Kruste finden sich im Durchschnitt 35 mg Cu/kg, in unbelasteten Böden schwankt der Gehalt zwischen 2 und 40 mg Cu/kg (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989).

Negative Folgen durch Cu-Mangel in der Ernährung sind ebenso bekannt wie Cu-Toxizität bei Überschuß. Für den Menschen besteht kein besonderes Risiko bei Cu-Mangel oder -Überschuß, während unter den Tieren die Wiederkäuer empfindlich darauf reagieren (MERIAN, 1984). Pflanzen reagieren auf Cu-Überschuß mit Chlorosen und mit einer Hemmung des Wurzelwachstums (HOCK und ELSTNER, 1984). Diese kommt deshalb zustande, da Kupfer infolge seiner geringen Mobilität innerhalb der Pflanzen in den Wurzeln angereichert wird (BERGMANN, 1988).

Der Richtwert von KLOKE (1980) von 100 mg Cu/kg (Gesamtgehalt im Boden) wurde von der Oberösterreichischen Landesregierung (1990) als Grenzwert für 0 – 20 cm Ackerboden und 0 – 10 cm Grünlandböden in der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung übernommen.

Kupfer wird ähnlich dem Blei erst bei tieferen pH-Werten verstärkt im Boden gelöst. Kritisch für die höhere Freisetzung von Kupfer sind pH-Werte unter 4,5. In Modellversuchen fanden HERMS und BRÜMMER (1980) tolerierbare Gesamtgehalte an Kupfer von 15 mg/kg (bei pH-Wert 3), 40 mg/kg (bei pH-Wert 4) und 100 mg/kg (bei pH-Wert 5 – 7).

Allerdings spielt für die Cu-Festlegung bzw. Mobilisierung auch der Gehalt an organischer Substanz im Boden eine bedeutsame Rolle. So legen Böden mit höheren Gehalten an hochmolekularen, unlöslichen organischen Substanzen bei saurer Bodenreaktion Kupfer relativ stark fest (HERMS und BRÜMMER, 1984).

KÖNIG et al. (1986) fanden, daß durch die bevorzugte Bindung an niedermolekulare, schlecht adsorbierbare Humusstoffe Kupfer rascher vertikal verlagerbar war als etwa Eisen und Blei (Braunerde bei pH >3,7).

Quellen für einen anthropogen bedingten Kupfereintrag im Boden stellen Kupfererz verarbeitende Betriebe, Klärschlammdüngung, Cu-haltige Pflanzenschutzmittel und die Ausbringung von Schweinegülle dar.

III. 4.5.2 Kupfer in Grünlandböden des Raumes Linz

Die Analyse des Schwebstaubes in Linz ergab erhöhte Cu-Gehalte (vgl. Kap. A.VI), (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung 1983, 1985). AICHBERGER (1989) konnte bei Ackerstandorten im städtischen Bereich der Gemeinde Linz Kupfergehalte nachweisen, die durchwegs über dem oberösterreichischen Durchschnitt lagen.

Die Cu-Gehalte der untersuchten Grünlandböden liegen alle unter dem Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung von 100 mg/kg, jedoch durchwegs über dem Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs auf Deckenschottern und Terrassen von 20,4 mg Cu/kg (AICHBERGER et al., 1981), (Abb. B.10). Den Schluß einer anthropogen bedingten Anreicherung auf den meisten Standorten läßt auch der Vergleich mit Cu-Gehalten von Boden aus 60 – 90 cm Tiefe unter

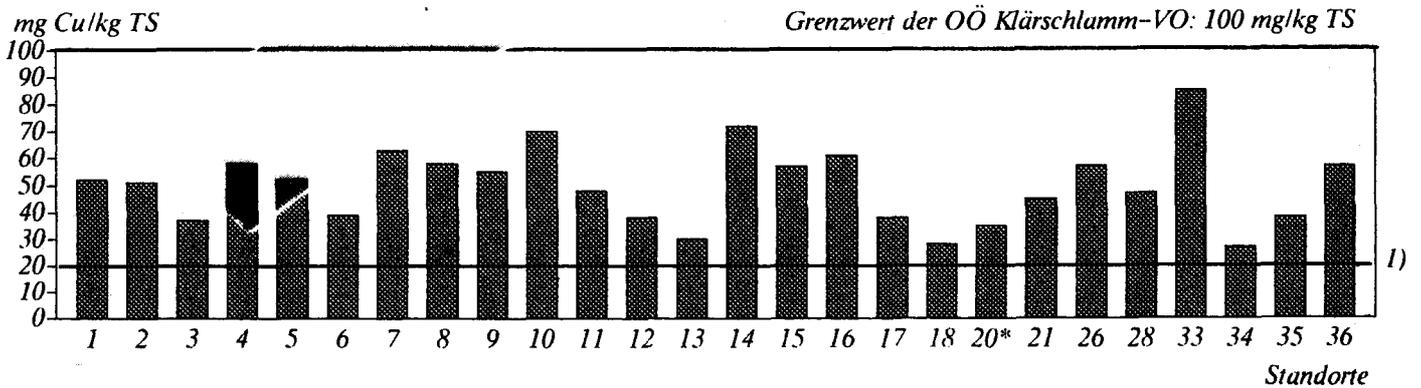
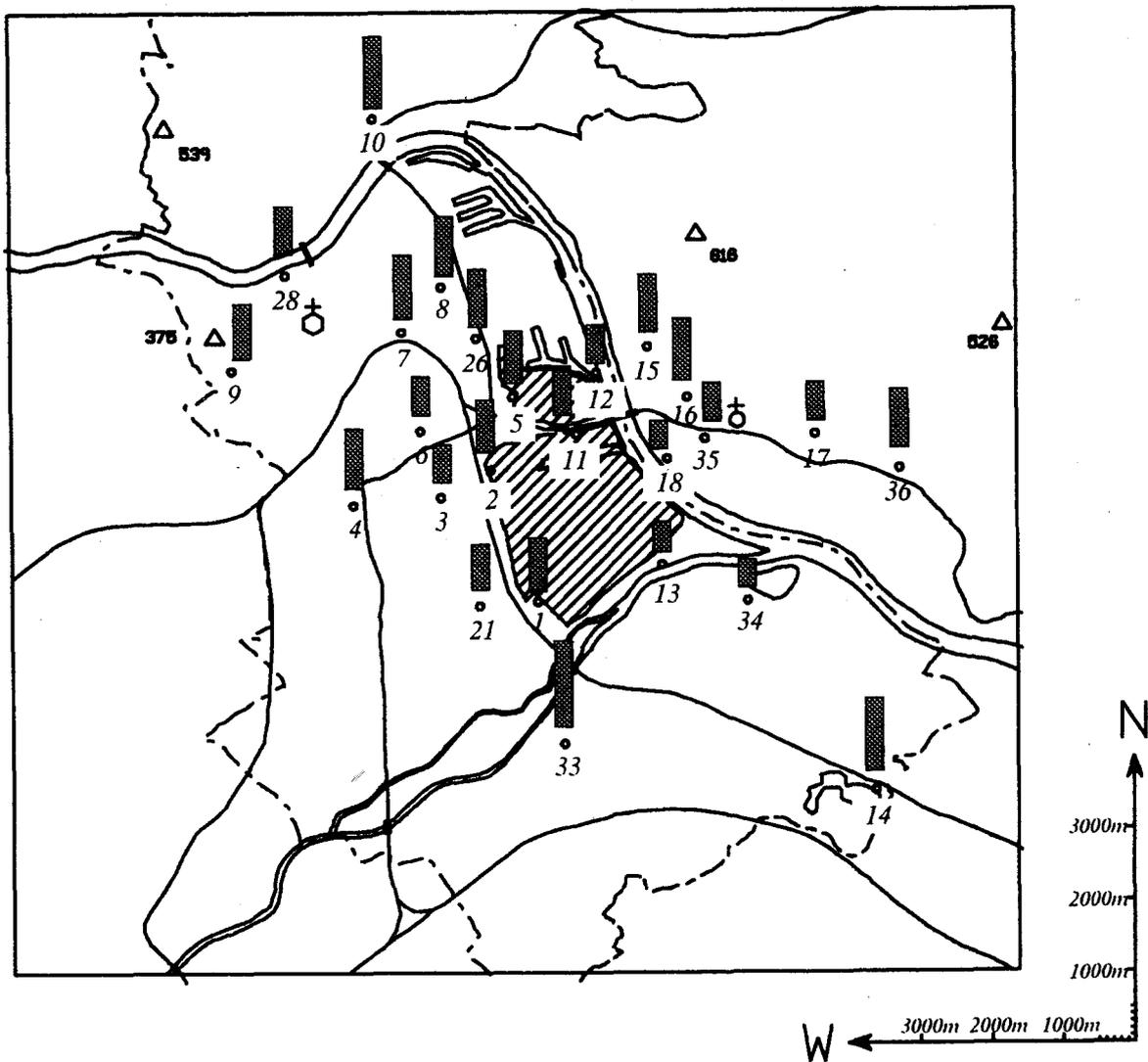
Linzer Äckern zu, der zwischen 5 und 30 mg/kg liegt (AICHBERGER, 1989).

Auffallend erhöht sind die Werte der Standorte 33 (Schloß Ebelsberg), 14 (Pichlinger See) und 10 (Harbach). Für alle Standorte kommt aber eine vorrangige Beeinflussung durch das Industriegebiet nicht in Betracht. Die Quelle könnte im Falle des Standortes 14 die nahegelegene Westbahnlinie sein, da bei Schwebstaubanalysen von Standorten nahe der Bahn erhöhte Eisen- und Kupfer-Gehalte auf den Einfluß der Eisenbahn zurückgeführt wurden (vgl. auch Standort 7 nahe der Westbahn, Abb. B.10), (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1985). Im Falle des Standortes 10, der bei den anderen Schwermetallen nicht auffällig war, könnte der höhere Cu-Wert auf die Verwendung Cu-hältiger Spritzmittel (Obstgarten, vgl. Anhang) oder Schweinegülle als Düngemittel zurück-

zuführen sein. Dies wäre aber im einzelnen zu überprüfen. Für Standort 33 könnte die Ursache eine ehemals nahegelegene Glockengießerei sein.

Der Vergleich des Linzer *Mittelwertes* von 53,1 mg Cu/kg (0 – 5 cm Grünland) mit dem Tiroler Mittelwert von 33,7 mg/kg (0 – 10 cm Grünland) (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989), und dem Vorarlberger Mittelwert von 25 mg/kg (Grünland-Oberboden) (HUSZ, 1987) soll die Belastung im Raum Linz noch einmal verdeutlichen. Der *Median* der Cu-Gehalte in Linzer Grünlandböden lag bei 52 mg/kg (27 – 85 mg/kg, n = 26). *Referenzstandort* 20 (Kirchschlag) wies einen Cu-Gehalt von 35 mg/kg Boden auf.

Die pH-Werte der Linzer Grünlandstandorte um 6 lassen eine Löslichkeit, somit eine Verlagerbarkeit und eine Pflanzenverfügbarkeit in nur geringem Maße zu (vgl. III. 4.5.1).



* nicht in Karte

1) Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs auf Deckenschottern und Terrassen (Aichberger et. al. 1981)

Abb. B.10: Kupfer in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

III. 4.5.3 Kupfer in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Für die beiden Waldstandorte gilt wiederum, daß der industrienahe (19, Steyregg/Im Weih) die höheren Cu-Werte aufweist als der entfernt liegende. Eine anthropogen bedingte Cu-Anreicherung ist im Humus auf Standort 19 anzunehmen. Im Vergleich dazu lagen die Auflagehumusgehalte in Tirol bei 13 mg/kg (Median), im immissionsbeeinflußten Inntal im Mittel bei > 40 mg/kg (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989).

Auch die etwas höheren Werte im Oberboden gegenüber dem Unterboden deuten auf einen Eintrag hin, wenngleich die Cu-Gehalte des Mineralbodens vergleichsweise nicht erhöht sind.

So wurden im Wienerwald im stammfernen Bereich unter Buche zwischen 20 und 28 mg Cu/kg (0 – 3 cm) (KAZDA und GLATZEL, 1984), unter diversen exponierten oberösterreichischen Fichtenbeständen zwischen 10 und 13 mg Cu/kg (0 – 5 cm) (KAZDA et al., 1986), in Tiroler Wäldern im Mittel 19,7 mg Cu/kg (0 – 10 cm) (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989) und im Solling unter Buche 24 mg Cu/kg und unter Fichte 27 mg Cu/kg (0 – 10 cm), (MAYER und HEINRICHS, 1980) gefunden.

Es dürfte neben dem Eintrag, infolge stark saurer Bodenbedingungen, zu einer Auswaschung von Kupfer aus dem Mineralboden kommen, die im Falle des Referenzstandortes 39 bereits zu Cu-Gesamtgehalten tieferer Bodenschichten (20 – 30 cm) geführt hat, die im untersten Niveau üblicherweise festzustellender Gehalte liegen (vgl. III. 4.5.1).

Wie bei anderen Elementen (Zn, Pb, Ni, Cr) ist auf Standort 39 ein niedrigerer Cu-Gesamtgehalt im Auflagehumus festzustellen als im darunterliegenden ersten Mineralbodenhorizont. In den darunterliegenden Horizonten nehmen die Werte dann nach unten hin wieder ab. Möglicherweise lagen hier vor einigen Jahren ungünstigere Immissionsbedingungen für diese Elemente vor.

Im Vergleich zu den meisten anderen Schwermetallen fällt bei Kupfer auf, daß die Gehalte im Auflagehumus des Standortes 19 gegenüber den Grünlandstandorten niedriger liegen. Am deutlichsten zeigt sich dies bei den wenig von einander entfernten Standorten 16 und 19 (vgl. Abb. B.10 mit Abb. B.11). In ähnlicher Weise waren auch in Tirol, anders als bei Blei und Cadmium, die Cu-Gehalte der Waldböden niedriger als die von Acker und Grünland (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989). Die Ursachen dafür können vielfältigen Ursprunges sein und können nicht näher erläutert werden.

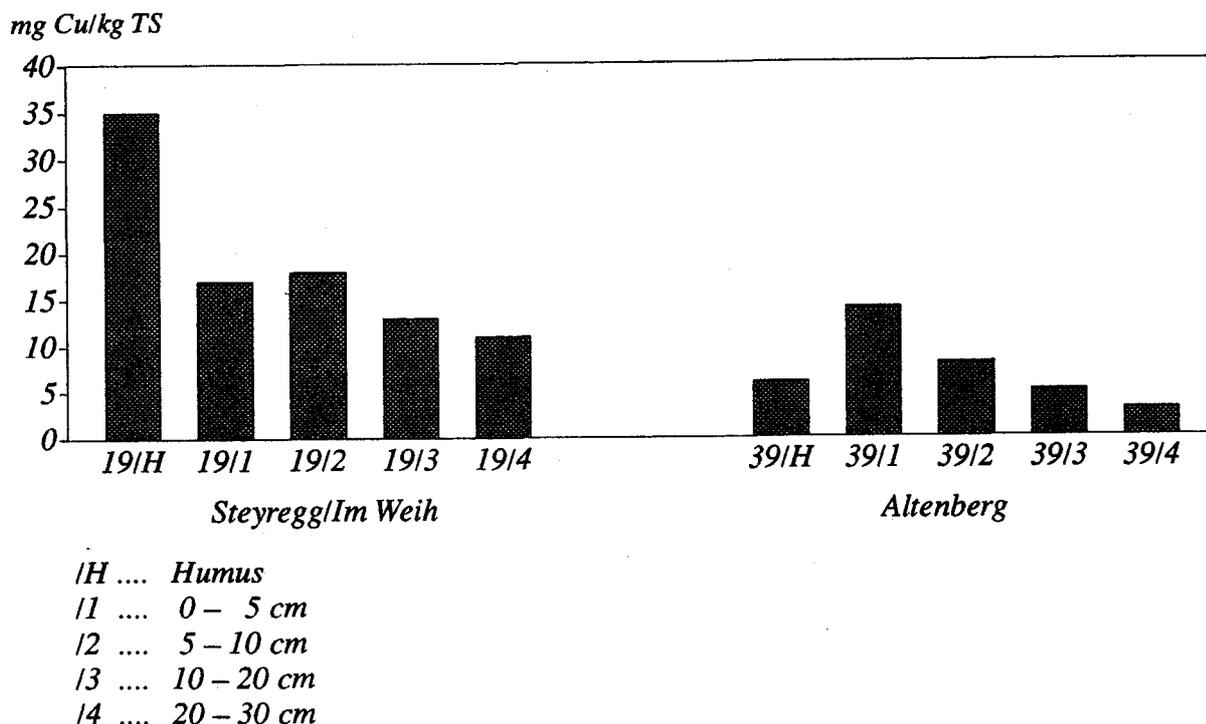


Abb. B.11: Kupfer in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

III. 4.5.4 Zusammenfassung für Kupfer

Wenngleich auch sämtliche Cu-Gehalte der Linzer Böden unter dem Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung liegen, scheint eine anthropogen bedingte Anreicherung von Kupfer in den Grünlandböden stattgefunden zu haben. Eine Zuordnung zur Großindustrie scheidet aber bei den höher belasteten Standorten lagebedingt aus.

Von den beiden untersuchten Waldstandorten weist wiederum der industrie-nahe Standort 19 höhere Cu-Gehalte im Boden auf.

III. 4.6 Nickel (Ni)

III. 4.6.1 Allgemeines

Nickel stellt für manche Tiere und einige Pflanzen ein essentielles Spurenelement dar. Für den Menschen konnte jedoch eine Bedeutung als Nährelement nicht sicher nachgewiesen werden (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989; BERGMANN, 1988).

Sicher ist man sich jedoch über seine Karzinogenität, Allergenität und Giftigkeit für den Menschen (MOLL, 1987).

Auch die Pflanztoxizität von Nickelüberschuß ist unbestritten. Es verdrängt

in der Pflanze andere Schwermetalle von seinen Wirkorten und führt so zu erheblichen Stoffwechselstörungen. Durch starke Schädigung der Wurzeln kann es bei hohen Ni-Gehalten zu Ernährungsstörungen kommen. Als sichtbare Symptome gelten eisenmangelähnliche Chlorosen (BERGMANN, 1988).

Die Ni-Gehalte bodenbildender Gesteine können zwischen 2 mg/kg (Sandstein) und 70 mg/kg (Tonstein), in ultrabasischen Gesteinen jedoch bis zu 2000 mg/kg betragen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989). In unbelasteten Böden finden sich häufig zwischen 2 und 50 mg Ni/kg, und als tolerierbarer Gesamtgehalt gilt 50 mg Ni/kg (KLOKE, 1980). Der Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung liegt bei 60 mg/kg für 0 – 20 cm Ackerboden und 0 – 10 cm Wiesenboden (Oberösterreichische Landesregierung, 1990).

Nickel ist im Boden sehr mobil, gut pflanzenverfügbar und auch im pflanzlichen Organismus sehr beweglich. Neben dem Anteil an organischer Substanz, der Kationenaustauschkapazität, den Fe- und Mn-Oxiden und Tonmineralen, spielt der pH-Wert eine tragende Rolle für die Mobilität von Nickel (BERGMANN, 1988). So ist der Einfluß der Bodenreaktion auf die Schwermetalllöslichkeit nur noch bei den Elementen Cadmium und Zink höher. Demnach geben HERMS und BRÜMMER (1980) den von KLOKE (1980) vorgeschlagenen Richtwert von 50 mg Ni/kg Boden bei pH-Werten unter 5 als zu hoch an.

Als Kontaminationsquellen des Bodens für Nickel gelten die Verbrennung von Kohle- und Erdölprodukten, der Kfz-Verkehr und die Klärschlamm-Ausbringung (MERIAN, 1984).

III. 4.6.2 Nickel in Grünlandböden des Raumes Linz

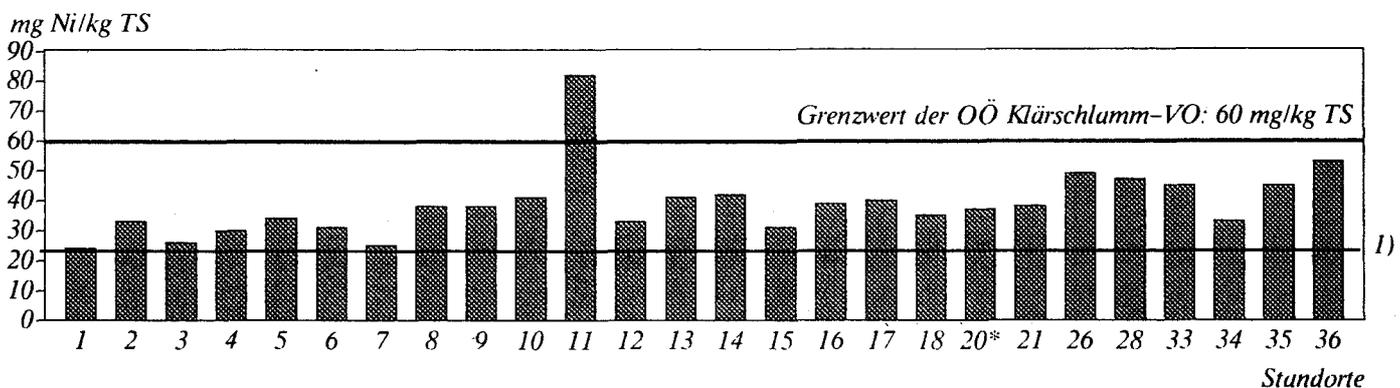
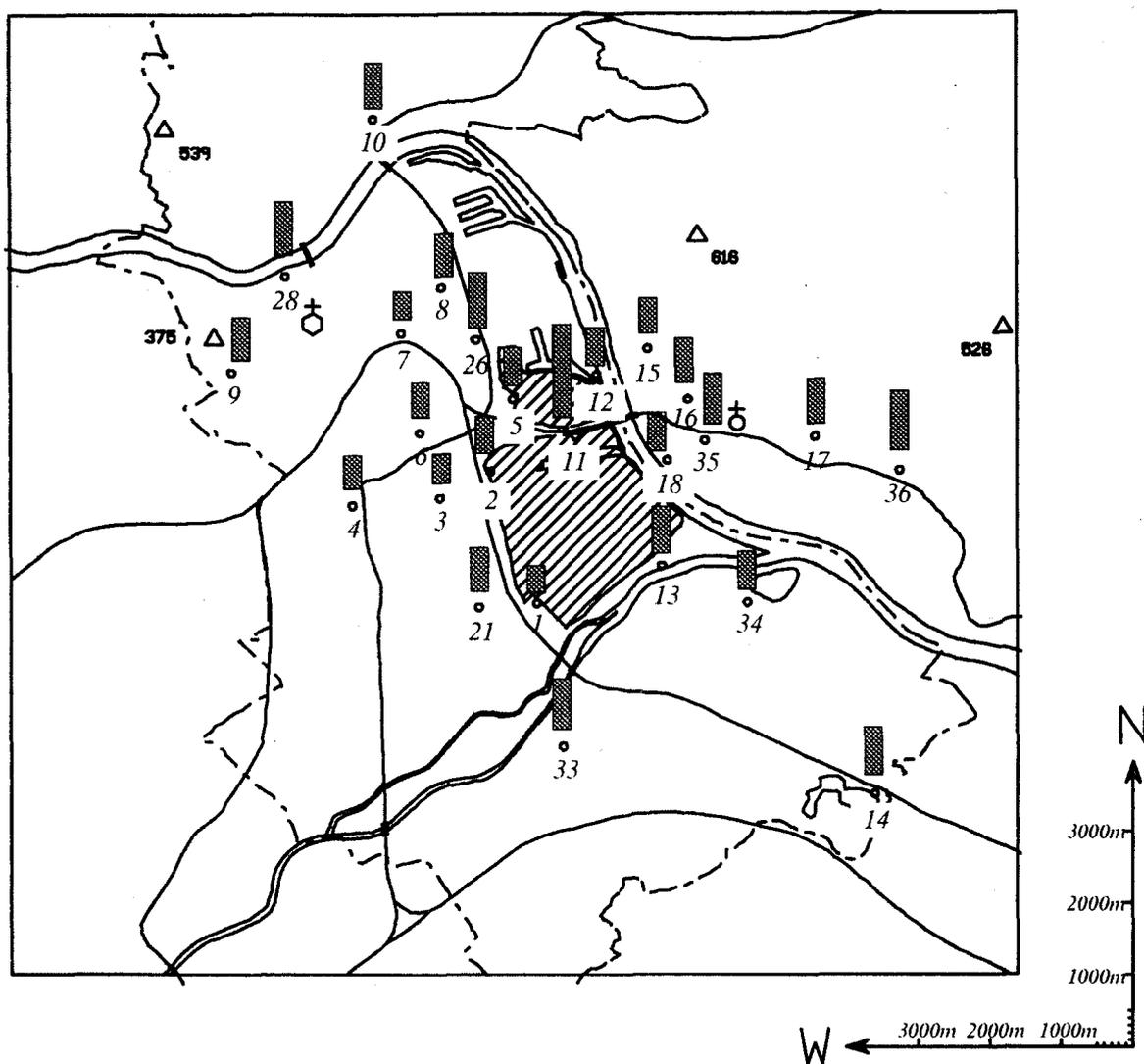
Höhere Ni-Konzentrationen im Schwebstaub wurden an den industrienahen Meßstellen im Raum Linz gemessen (vgl. Kap. A VI.1) (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1983, 1985).

Wenngleich auch der Grenzwert von 60 mg Ni/kg bei einer Untersuchung von Ackerstandorten im Raum Linz nicht erreicht wurde, so lag doch der Großteil der Ni-Werte über 30 % des Grenzwertes und wurde als "erhöht" eingestuft. Allerdings lagen sie in ähnlichen Größenordnungen wie die oberösterreichischen Durchschnittswerte. Auch die Auswertung der Tiefenprofile, die in der Tiefenstufe 60 – 90 cm Gehalte zwischen 4 und 42 mg Ni/kg Boden aufwiesen, deutete auf die in erster Linie geogene Grundlast durch geringe Gehaltsschwankungen in den einzelnen Tiefenstufen hin (AICHBERGER, 1989).

Wie in Abb. B.12 ersichtlich, liegen die Ni-Gehalte Linzer Grünlandböden durchwegs über dem Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs auf Deckenschottern und Terrassen von 23,3 mg Ni/kg (AICHBERGER et al., 1981). Auffallend ist jedoch wiederum die deutliche Grenzwertüberschreitung des industrienahen Standortes 11 (Kokelei). Auch Standort 36 (Pulgarn) liegt mit 53 mg/kg nur mehr knapp unter dem Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung.

Der *Median* liegt bei 38 mg Ni/kg (24 – 82 mg/kg, n = 26). *Referenzstandort* 20 (Kirchschlag) weist einen Wert von 37 mg Ni/kg auf. Der *Mittelwert* der Grünlandstandorte ist 38,9 mg/kg.

Im Vergleich mit den um 35 mg Ni/kg liegenden Mittelwerten von Oberböden Vorarlberger Grünland- und Wiesenstandorte ist der Linzer Mittelwert nur geringfügig höher (HUSZ, 1987).



* nicht in Karte

1) Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs auf Deckenschottern und Terrassen (Aichberger et. al. 1981)

Abb. B.12: Nickel in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

III. 4.6.3 Nickel in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Der Vergleich der beiden Waldstandorte zeigt lediglich im Humus deutlich unterschiedliche Ni-Gehalte. So liegt im Auflagehumus des Standortes 19 (Steyregg/Im Weih) in Industrienähe der ca. dreifache Ni-Gehalt des am Standort 39 nachgewiesenen vor (Abb. B.13).

Die Gehalte des Mineralbodens sind, vermutlich durch die stark saure Bodenreaktion und die erhöhte Mobilität des Nickels unter solchen Verhältnissen, ähnlich. ZVACEK (1988) fand einen starken Zusammenhang zwischen den Ni-Gehalten von Fichtennadeln, zugehörigen Astteilen sowie der Begleitvegetation und den Ni-Werten des Bodens und dessen pH-Wert. So waren die Ni-Gehalte der Vegetation auf sauren Standorten meist höher als auf den karbonatischen. Aber auch eine Auswaschung von Nickel ist bei niedrigen pH-Werten sehr wahrscheinlich (vgl. III. 4.6.1). Es kann also angenommen

werden, daß einer anthropogen bedingten Anreicherung von Nickel (vgl. höhere Gehalte der oberen Bodenschichten), ein Austrag durch stark saure Bodenreaktion gegenübersteht.

Der gegenüber dem 0 – 5 cm Mineralboden niedriger mit Nickel belastete Auflagehumus des Standortes 39 könnte wiederum durch ungünstigere Immissionsverhältnisse vor einigen Jahren bedingt sein.

Die Ni-Gehalte lagen vergleichsweise im Auflagehumus des Solling um 19 mg/kg, in 0 – 10 cm Mineralboden zwischen 6 und 11 mg/kg und nahmen bis 50 cm leicht zu (MAYER und HEINRICH, 1980). In ähnlicher Weise nahmen auch die Ni-Gehalte an drei ausgewählten Meßpunkten im Zillertal vom Auflagehumus nach unten hin zu (vgl. MAJER, 1989). Die höheren Bodengehalte der oberen Bodenschichten (v.a. auf Standort 19) erhärten die Annahme, daß auch bei vergleichsweise niedrigen Gesamt-Ni-Gehalten eine Anreicherung dieses Elementes aus unnatürlichen Quellen stattfand.

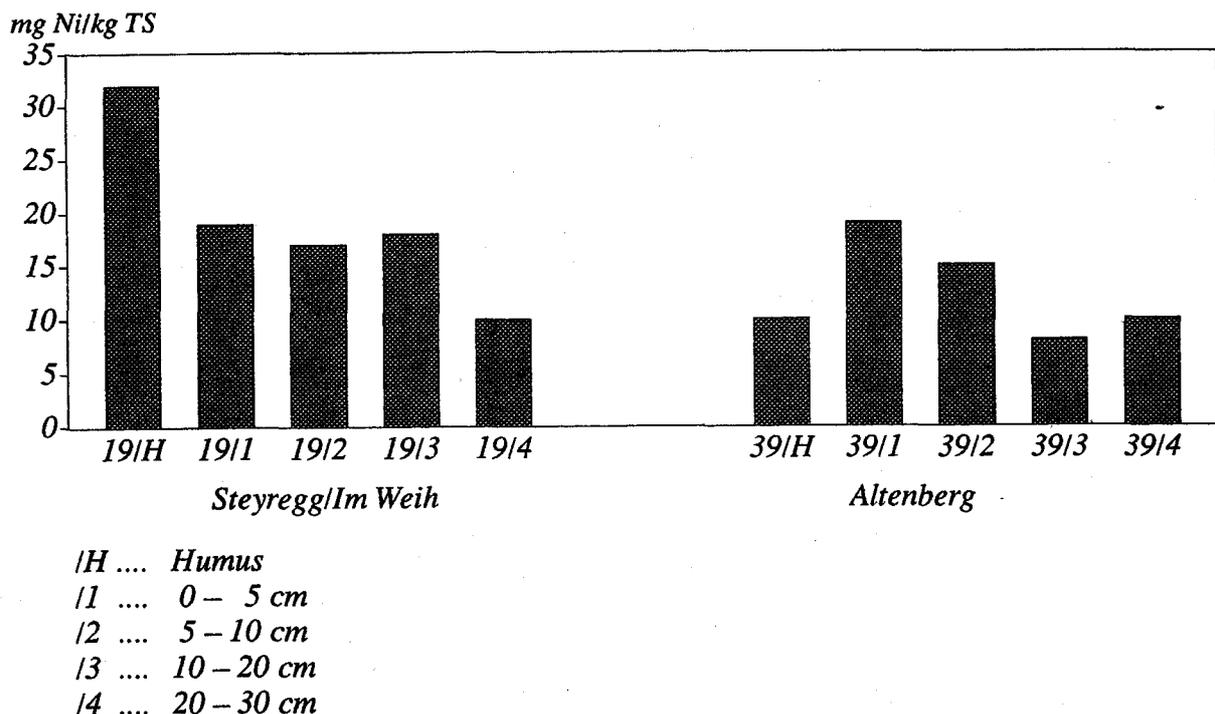


Abb. B.13: Nickel in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

III. 4.6.4 Zusammenfassung für Nickel

Die Ni-Gesamtgehalte der untersuchten Grünlandstandorte liegen durchwegs über dem oberösterreichischen Mittelwert für landwirtschaftlich genutzte Böden auf Deckenschotter und Terrassen. Auf Standort 11 (Kokerei) konnte eine Anreicherung über den Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung festgestellt werden.

Die Auswertung der Waldstandorte erlaubt im Falle des Standortes 19 in Industrienähe die Annahme einer anthropogen bedingten Ni-Anreicherung im Boden.

III. 4.7 Chrom (Cr)

III. 4.7.1 Allgemeines

Chrom stellt für den menschlichen und tierischen Organismus ein essentielles Spurenelement dar. Für den pflanzlichen Organismus konnte dies jedoch noch nicht sicher nachgewiesen werden (MERIAN, 1984).

Bei der toxikologischen Bewertung von Chrom muß man klar zwischen dreiwertigem und sechswertigem Chrom unterscheiden. Demnach sind Cr(VI)-Verbindungen 100- bis 1.000-mal toxischer als Chrom(III)-Verbindungen. Neben der akuten Toxizität bei oraler Aufnahme und Resorption durch die Haut bei Säugetieren und Menschen, werden allergische Hautreaktionen und negative Beeinflussungen der Atmungsorgane bis zum Lungenkrebs erwähnt (MERIAN, 1984).

Ebenso ist für Pflanzen das sechswertige Chrom als Anion (CrO_4^{2-} und $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) außerordentlich und um ein vielfaches giftiger als das dreiwertige Kation Cr^{3+} .

Wegen der geringen Mobilität innerhalb der Pflanzen kommt es vor allem zur Wurzelschädigung bei verstärkter Einlagerung in die Wurzeln (BERGMANN, 1988).

Die Cr-Gehalte bodenbildender Gesteine liegen zwischen 2 mg/kg (Syenit) und 170 mg/kg (Basalt), können aber bei ultrabasischen Gesteinen bis zu 1.600 mg/kg betragen (TUREKIAN, WEDEPOHL, 1961 mit Ergänzungen von BLUME, FLEIGE, cit. in DVWK, 1988). Häufige Bodengehalte schwanken zwischen 2 und 50 mg/kg (KLOKE, 1980). Der tolerierbare Richtwert von 100 mg/kg (KLOKE, 1980) wurde von der Oberösterreichischen Landesregierung (1990) in der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung als Grenzwert für 0 – 20 cm Ackerboden und 0 – 10 cm Grünlandboden übernommen.

Dieser Grenzwert ist – mit Ausnahme von sehr stark sauren Sandböden – als extremer Vorsorgewert aufzufassen, da Chrom im Boden äußerst immobil und auch für die Pflanzen (ähnlich dem Pb) sehr gering verfügbar ist (vgl. SAUERBECK und STYPEREK, 1988).

Die starke Cr-Bindung im Boden erfolgt wiederum pH-Wert-abhängig – wobei die Beweglichkeit (ähnlich dem Blei) erst im stark sauren Bereich deutlich zunimmt – und durch Festlegung an Ton-Humuskomplexe und Fe-Oxide. Lediglich in Sandböden ist es leichter beweglich und verfügbar. Auf Böden aufgebracht Chrom wird aber zumeist in den obersten 5 bis 10 cm adsorbiert (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989; BERGMANN, 1988).

Als mögliche Quellen einer Cr-Immision in den Boden gelten u.a. die Metallindustrie, Kohlefeuerungen, Düngemittel aus Eisenhüttenschlacken (Thomas-mehl) und Klärschlamm (MERIAN, 1984; HOCK und ELSTNER, 1984).

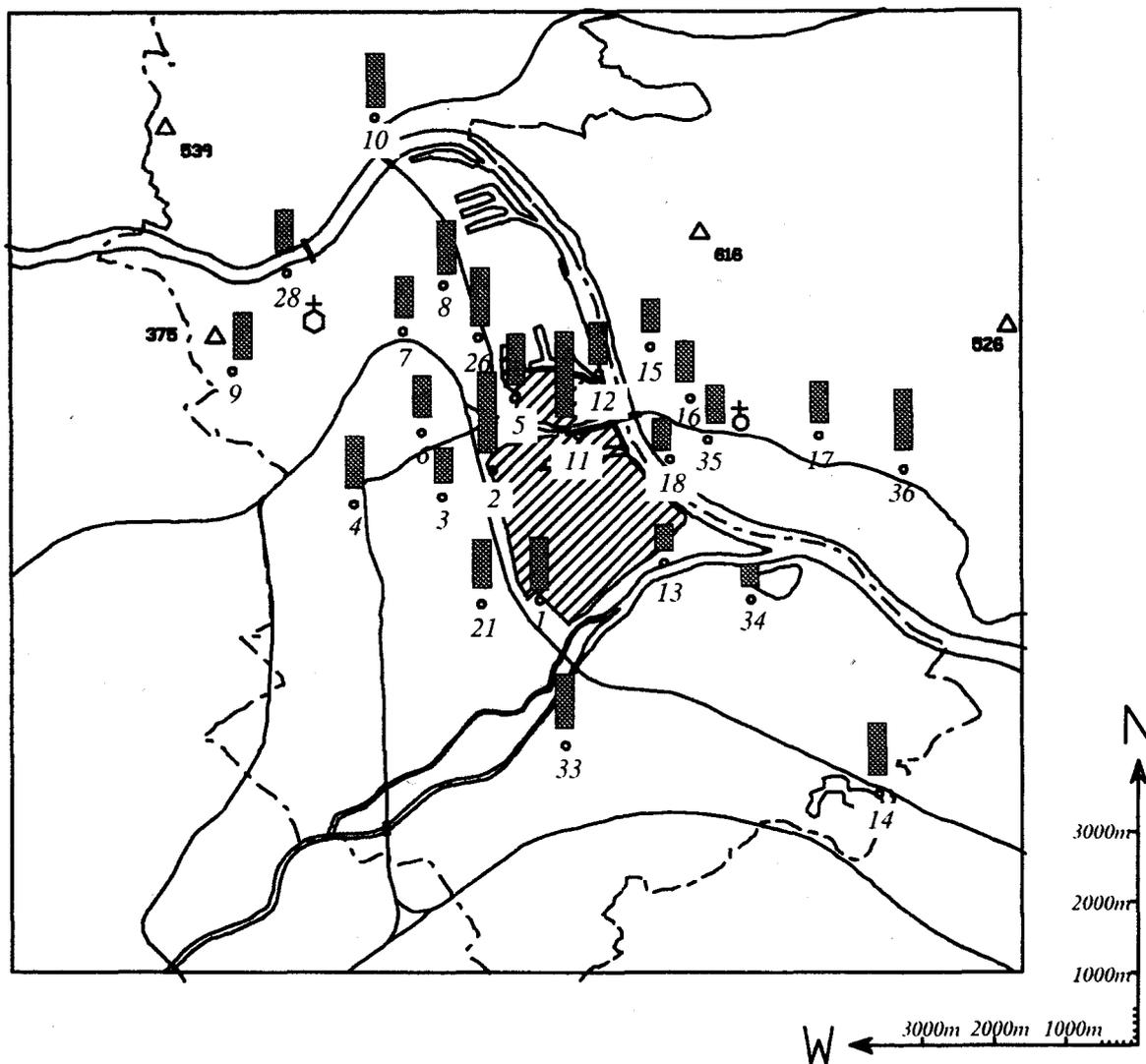
III. 4.7.2 Chrom in Grünlandböden des Raumes Linz

Wie in Abb. B.14 ersichtlich, entsprechen die meisten Cr-Gehalte der Wiesenstandorte weitgehend dem oberösterreichischen Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden auf Deckenschottern und Terrassen von 33,2 mg Cr/kg (AICHBERGER et al., 1981). Lediglich die Standorte 2 und 11 in Industrienähe überschreiten diesen Wert deutlich, der Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung von 100 mg/kg wird aber bei weitem nicht erreicht.

Die Cr-Gehalte der 60 – 90 cm –Tiefenschichten von 6 Linzer Ackerstandorten

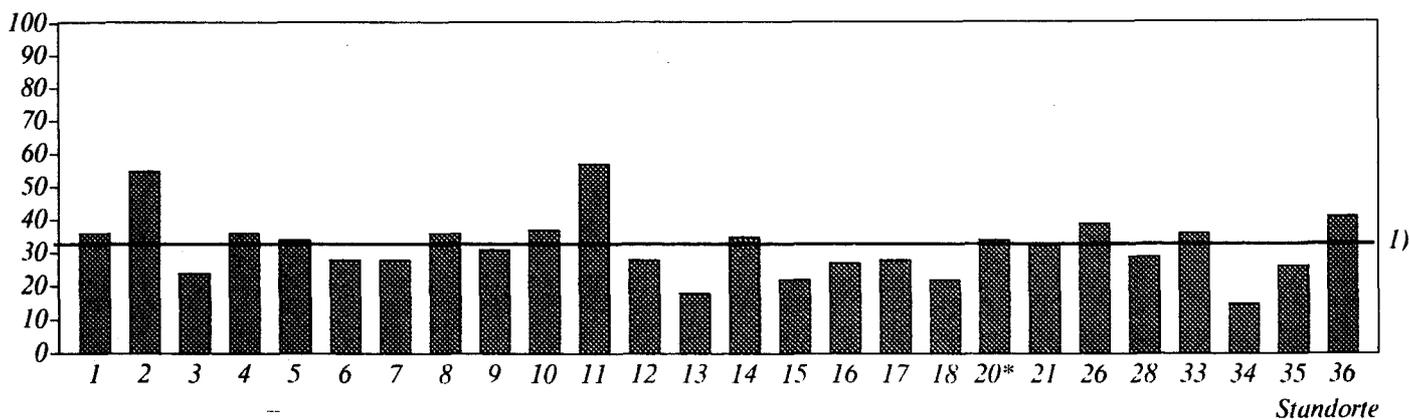
lagen fast alle zwischen 30 und 40 mg/kg (AICHBERGER, 1989). Der Vergleich der Linzer Grünlandbodgehalte mit diesen Werten gibt – mit Ausnahme der Standorte 2 und 11 – keine Hinweise auf eine Cr-Anreicherung im Boden, da Chrom durch die geringe Beweglichkeit in den obersten cm des Bodens festgelegt werden müßte.

Der *Median* der Wiesenstandorte liegt bei 32 mg Cr/kg (15 – 57 mg/kg, n = 26). Der *Mittelwert* beträgt 32,1 mg Cr/kg. Der Linzer Mittelwert liegt damit sogar etwas unter den für Vorarlberg berechneten Mittelwerten von Grünland-, Wiesen- sowie Streuwiesen-Oberböden, die zwischen 35 und 45 mg/kg liegen. (vgl. HUSZ, 1987).



Grenzwert der OÖ Klärschlamm-VO: 100 mg/kg TS

mg Cr/kg TS



* nicht in Karte

1) Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs auf Deckenschottern und Terrassen (Aichberger et. al, 1981)

Abb. B.14: Chrom in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

III. 4.7.3 Chrom in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Bei Betrachtung der Werte für die Waldstandorte 19 (Steyregg/Im Weih) und 39 (Altenberg) zeigt sich allerdings ein anderes Bild (Abb. B.15). So fällt sofort der gegenüber dem Standort 39 vielfach höhere Cr-Gehalt im Auflagehumus des Standortes 19 auf. Auch die Werte der darunterliegenden Mineralbodenschichten sind bei Standort 19 etwas höher als beim Referenzstandort.

Bei beiden Standorten liegt in der obersten Mineralbodenschicht deutlich mehr Chrom vor als in den darunterliegenden, die jeweils unterhalb von 5 cm Bodentiefe ähnliche Werte zeigen.

Diese Umstände deuten doch ziemlich eindeutig auf eine Cr-Anreicherung hin. Bei Depositionsmessungen trockener und nasser Niederschläge in Steyregg konnte ein Cr-Eintrag, wenn auch in geringem Maß, festgestellt werden (vgl. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1988).

Der Vergleich mit Literaturwerten bestätigt bei vergleichsweise niedrigen Gesamtgehalten die Anreicherung im Oberboden auf Standort 19. SCHWARZ

(1988) fand in Schöneben (Mühlviertel) bei Gesamtgehalten um 4 bis 6 mg/kg im Auflagehumus, um rund 3 mg/kg im Oberboden und um 30 mg/kg im Unterboden in allen Profilen nach unten hin zunehmende Cr-Anteile. Zunehmende Gehalte mit der Tiefe konnte sie auch in Judenburg (Steiermark) feststellen.

Ebenso nahmen in Profilen des Zillertales und am Matzenköpfl (Tirol) die Cr-Gehalte vom Auflagehumus zum Mineralboden nach unten hin zu (vgl. MAJER, 1989; GÖBL und MUTSCH, 1985).

Wie bei einigen anderen Schwermetallen (vgl. Zn, Pb, Cu, Ni) fällt auf Standort 39 wiederum der gegenüber dem Auflagehumus und den darunter liegenden Mineralbodenhorizonten deutlich höhere Cr-Gehalt des ersten Mineralbodenhorizontes auf. Untersuchungen von MAYER und HEINRICHS (1980) an Waldbeständen des Solling ergaben, daß Chrom ähnlich dem Zink eine Neigung zur Akkumulation im Auflagehumus zeigt, die stärker als bei Mangan, Nickel, Cadmium und Kupfer und schwächer als bei Cobalt, Eisen und Blei ausgeprägt ist. Möglicherweise liegen also auf Standort 39, wie bei den anderen erwähnten Elementen, in den letzten Jahren günstigere Immissionsbedingungen vor.

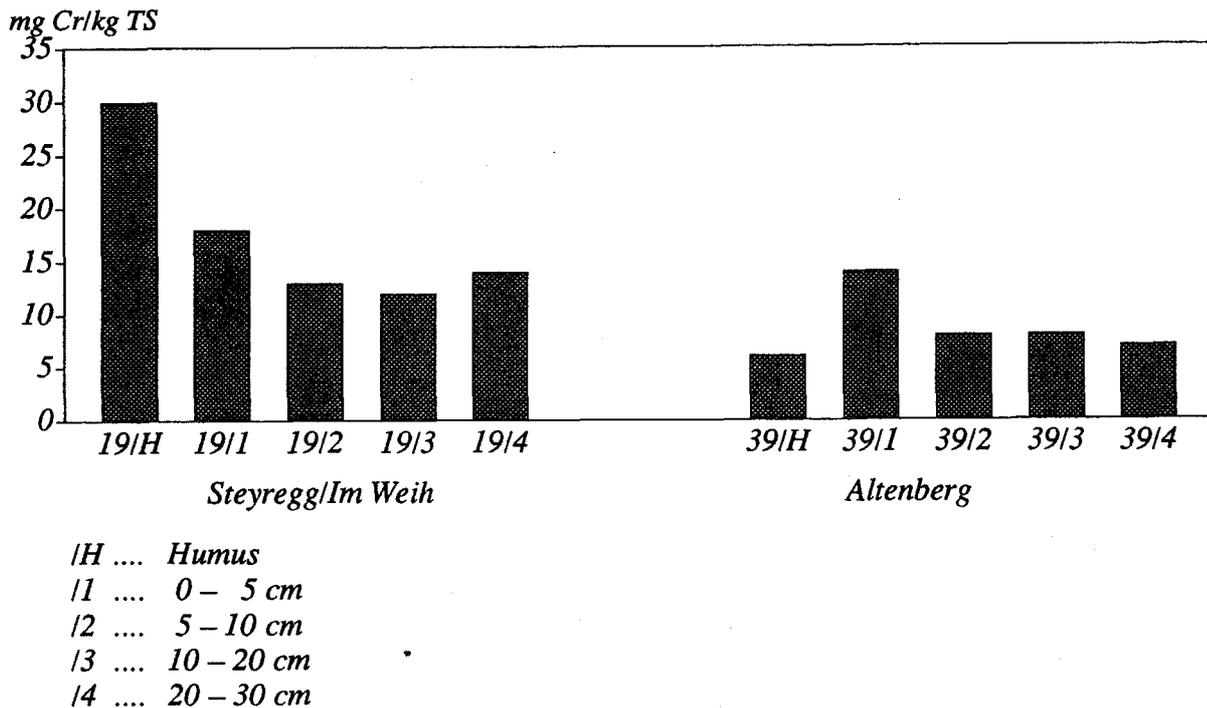


Abb. B.15: Chrom in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

III. 4.7.4 Zusammenfassung für Chrom

Die Cr-Gehalte der Linzer Wiesenböden entsprechen noch weitgehend natürlichen Gehalten. Lediglich die Standorte 2 und 11 in Industrienähe weisen verglichen mit den anderen Standorten höhere Werte auf. Überschreitungen des Grenzwertes der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung gab es aber bei weitem nicht.

Im Gegensatz zu den Grünlandstandorten läßt die Untersuchung der Waldstandorte im Falle des Standortes 19 eine Anreicherung von Chrom aus anthropogenen Quellen vermuten. Die Gehalte der Mineralbodenhorizonte liegen aber eher im unteren Bereich der häufig anzutreffenden Gehalte.

III. 4.8 Cadmium (Cd)

III. 4.8.1 Allgemeines

Cadmium ist für alle Lebewesen bereits in geringen Mengen außerordentlich giftig.

Neben der akuten Toxizität bei Inhalation und Ingestion höherer Cadmiummengen wurden negative chronische Wirkungen auf Nieren, Lunge, Blut, Leber und Knochen in der Literatur beschrieben. Einige Befunde deuten auch auf eine kanzerogene Wirkung hin (MERIAN, 1984). Es wird hauptsächlich über den Magen-Darmtrakt aus der Nahrung aufgenommen und im Organismus besonders in den Nieren angereichert (MOLL, 1987).

Bei den Pflanzen erniedrigt Cadmium die Photosynthese- und Transpirationsrate

und erhöht die Atmungsrate. Weiters werden die Enzymaktivitäten erheblich gestört (HOCK und ELSTNER, 1984). Die Cd-Toxizität äußert sich in einem gehemmten Wachstum mit chlorotischen und nekrotischen Verfärbungen (BERGMANN, 1988).

Alle diese Tatsachen werden zusätzlich noch dadurch verschärft, daß Cadmium in den Pflanzen sehr mobil ist und von ihnen auch aus dem Boden außerordentlich leicht aufgenommen wird. Dabei zeigen sich pflanzenart-bedingte und pflanzenorgan-bedingte Unterschiede im Cd-Gehalts-Niveau (vgl. SAUERBECK und STYPEREK, 1988; KUNTZE und FÖRSTER, 1986; RANINGER, 1989). Cadmium anthropogener Herkunft wird etwa 2 – 3 mal besser von den Pflanzen aus dem Boden aufgenommen als geogenes Cadmium (PLUQUET et al., 1990).

Die Cd-Gehalte bodenbildender Gesteine schwanken zwischen 0,05 (ultrabasi-sche Gesteine) und 0,3 mg/kg (Geschiebemergel). Die Cd-Gehalte unbelasteter Böden liegen unter 0,5 mg/kg (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989).

Auch in den Böden ist Cadmium sehr mobil, wobei der pH-Wert, gefolgt vom Gesamtgehalt an Cadmium, dem Kohlenstoff- und Tongehalt die Beweglichkeit beeinflussen (KUNTZE und FÖRSTER, 1986). Cadmium wird von allen Schwermetallen mit sinkendem pH-Wert am raschesten gelöst (Arbeitsgruppe Bodenschutz der ÖBG, 1989).

KLOKE (1980) empfahl einen tolerierbaren Richtwert von 3 mg Cd/kg lufttrockenen Boden. Dieser Wert wurde unter Berücksichtigung Cd-anreichernder Pflanzenarten wie Weizen, Spinat und Sellerie in einigen Ländern auf 2 mg/kg bzw. 1 mg/kg bei Böden mit pH-Werten unter 6,5 oder bei leichten Böden abge-

senkt (vgl. u.a. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 1988). In Oberösterreich gilt für alle Ackerböden von 0 – 20 cm und Grünlandböden von 0 – 10 cm 1 mg Cd/kg als Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung (Oberösterreichische Landesregierung, 1990).

Aus Modellversuchen leiteten HERMS und BRÜMMER (1980) pH-Wert-abhängige Grenzwerte für eine unbedenkliche Grenzkonzentration von 0,01 mg Cd/l Bodenlösung ab. Demnach sollten bei einem pH-Wert von 7 2,5 mg Cd/kg, bei einem pH-Wert von 6 0,5 mg Cd/kg, bei einem pH-Wert von 5 0,3 mg Cd/kg und unter einem pH-Wert von 4 ein Cd-Gesamtgehalt von 0,1 mg/kg nicht überschritten werden.

Wesentliche Immissionsquellen für Cadmium sind die Erdöl- und Kohleverbrennung, die Verhüttung von Metallen, der Kfz-Verkehr, die Abfallverwertung und die Ausbringung von Klärschlamm (HOCK und ELSTNER, 1984).

III. 4.8.2 Cadmium in Grünlandböden des Raumes Linz

Bei Immissionserhebungen mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen konnten deutlich höhere Cadmium-Gehalte im Linzer Raum als im übrigen Oberösterreich festgestellt werden. In Steyregg lagen die Werte noch höher als in Linz. Das Fehlen eindeutiger Belastungsschwerpunkte deutete auf eine besondere Verfrachtungstendenz des Cadmium hin (vgl. Kap. A.IV) (Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987 a–d).

Auch der Vergleich der Cd-Gehalte im Staub von zwei Meßzeiträumen läßt keinen Schluß auf wiederholt stärker belastete Meßstationen zu (vgl. Kap. A.VI)

(Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1983, 1985).

AICHBERGER (1989) konnte in Ackerböden der Gemeinde Linz kaum höhere Cd-Gehalte im Vergleich zum oberösterreichischen Durchschnitt von 0,2 mg/kg feststellen. Allerdings deutete die Auswertung von Tiefenprofilen sehr wohl auf immissionsbedingte Anreicherungen hin.

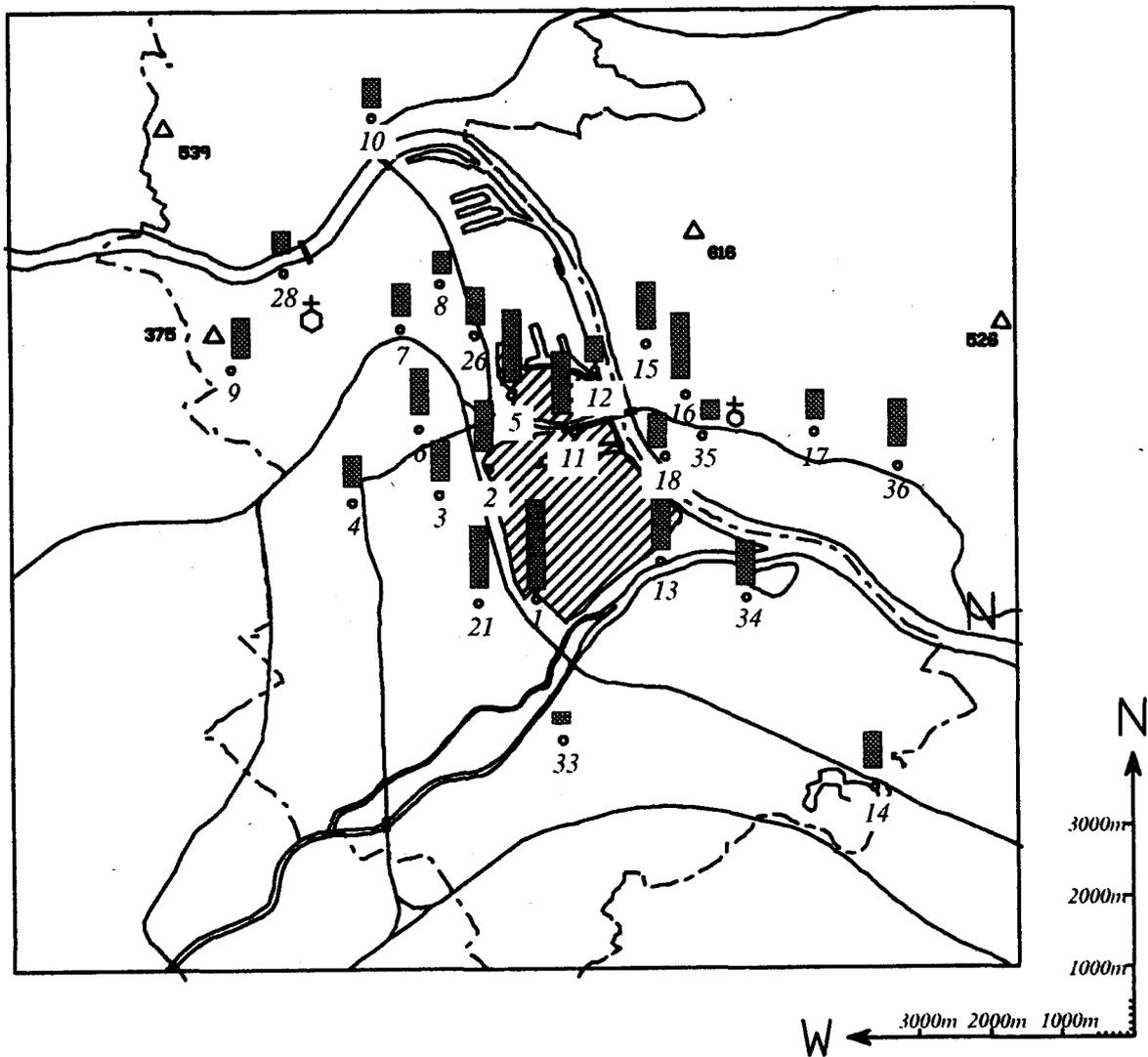
Die in der vorliegenden Untersuchung gefundenen Cd-Gehalte von Grünlandstandorten im Raum Linz liegen deutlich unter dem gültigen Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung von 1 mg/kg TS (Abb. B.16). Höhere Gehalte als der Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs auf Deckenschottern und Terrassen von 0,28 mg Cd/kg (AICHBERGER et al., 1981) weisen Standort 1, aber auch die Standorte 5, 11, 16 und 21 auf. Der Vergleich mit zwischen 0,03 und 0,14 mg/kg liegenden Cd-Gehalten von 60 – 90 cm Ackerboden in Linz (AICHBERGER, 1989) läßt eine anthropogen bedingte Cd-Anreicherung im Boden der meisten Linzer Standorte vermuten.

Der von Standort 1 zu Standort 21 abnehmende Cd-Gehalt, sowie etwas höhere Werte der Standorte 5 und 11 mit einer Tendenz zur Abnahme vom Industriegebiet in westliche Richtungen

deuten auf einen oder mehrere wesentliche Emittenten (nördlich und südlich im Industriegebiet) hin. Auch die Standorte 15 und 16 scheinen durch etwas höhere Werte einen Emittenten im nördlichen Industriegebiet zu bestätigen.

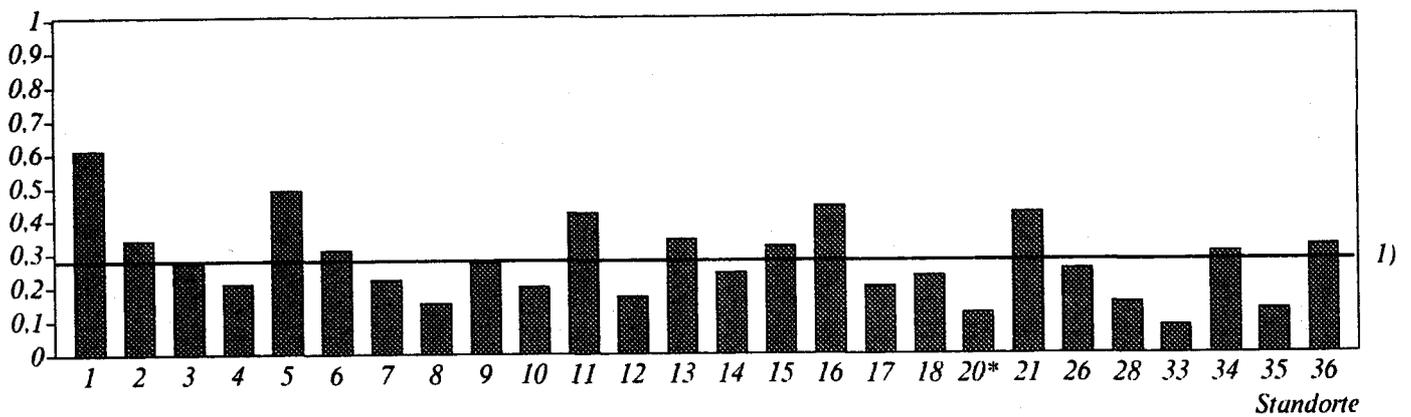
Der *Mittelwert* der Cd-Werte der Linzer Wiesenstandorte beträgt 0,25 mg/kg, der *Median* 0,26 mg Cd/kg (0,08 – 0,61 mg/kg, n = 26). Der *Referenzstandort* 20 (Kirchschlag) weist 0,12 mg Cd/kg auf.

Vergleichsweise beträgt der Mittelwert für 0 – 10 cm Grünlandböden in Tirol 0,49 mg Cd/kg (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989). In Nordrhein-Westfalen liegt bereits die Grundbelastung deutlich über dem Linzer Mittelwert, besonders aber die Mittelwerte für Böden des Rhein-Ruhr-Gebietes und von Überschwemmungs- und Erzabbaugebieten (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 1985). Auch in Vorarlberg lagen die Cd-Mittelwerte für Grünland-, Wiese- und Streuwiese-Oberböden durchwegs über dem für Linz berechneten Mittelwert (HUSZ, 1987). Dies soll noch einmal verdeutlichen, daß die Grünlandböden des Ballungsraumes Linz trotz vorhandener Emittenten noch keine sehr hohe Cd-Belastung aufweisen.



mg Cd/kg TS

Grenzwert der OÖ Klärschlamm-VO: 1 mg/kg TS



* nicht in Karte

1) Mittelwert landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs auf Deckenschottern und Terrassen (Aichberger et. al. 1981)

Abb. B.16: Cadmium in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

III. 4.8.3 Cadmium in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Der Vergleich der beiden Waldstandorte weist für den industrienahen Standort einen höheren Cd-Gehalt im Humus auf. Die Gehalte der Mineralbodenhorizonte liegen in beiden Fällen deutlich unter jenen des Humus und sind bei Standort 39 etwas höher als bei Standort 19 (Abb. B.17). Schon ab 10 bzw. 20 cm Bodentiefe war Cadmium nicht mehr nachweisbar.

Untersuchungen am Solling konnten darlegen, daß Cadmium innerhalb der Schwermetalle eine geringere Neigung zur Akkumulation im Humus zeigt und daß es in vergleichsweise hohem Maß in den biologischen Kreislauf eingeschleust wird (MAYER und HEINRICHS, 1980). Unter diesem Gesichtspunkt und unter gleichzeitiger Beachtung der stark sauren Bodenreaktion der beiden untersuchten Waldböden sind die äußerst niedrigen Gehalte an Cadmium im Mineralboden zu sehen (vgl. Kap. III. 4.8.1).

Es könnten also unter den stark sauren Bodenbedingungen eine rasche Mobilisierung von Cadmium im Mineralboden und der damit verbundene Einbau in die Vegetation und/oder der Austrag durch Sickerwasser für die niedrigen Cd-Werte im Mineralboden verantwortlich sein. Dies ist jedenfalls wahrscheinlicher als die Annahme, daß die Mineralböden von vornherein unbelastet seien. Dies gilt umso mehr, als die Humusgehalte sehr wohl für einen anthropogen bedingten Cd-Eintrag sprechen und Cadmium, wie bereits erwähnt, äußerst mobil ist.

Der Mittelwert für Cadmium im Auflagehumus lag in Tirol bei 0,82 mg/kg und in 0 – 10 cm Waldboden bei 0,73 mg/kg (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989).

Auch die Böden unter Waldbeständen des Solling weisen eine deutlich höhere Cd-Belastung auf (vgl. MAYER und HEINRICHS, 1980), sodaß von einer besonderen Cd-Belastung der untersuchten Linzer Waldstandorte nicht die Rede sein kann.

BENDER et al. (1989) konnten in Topfpflanzenversuchen mit Buche, Tanne und Fichte in Cd-angereichertem Substrat (2,0 – 14,7 mg Cd/kg trockenen Boden) keine sichtbaren Schäden oder Zuwachsverluste der Pflanzen feststellen. Sehr wohl konnten aber beträchtliche Anreicherungen in den Wurzeln und eine gute Mobilität innerhalb der Bäume festgestellt werden.

Die Cd-Gehalte der Linzer Standorte liegen doch sehr deutlich unter den oben erwähnten Gehalten der Versuchsreihe, sodaß eine negative Beeinträchtigung des Baumwachstums wohl auszuschließen ist.

III. 4.8.4 Zusammenfassung für Cadmium

Die Cd-Gehalte der Linzer Grünlandstandorte liegen deutlich unter dem gültigen Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung. Ein Vergleich mit Cd-Werten von Linzer Ackerstandorten aus 60 – 90 cm Bodentiefe (AICHBERGER, 1989) läßt aber eine anthropogen bedingte Anreicherung von Cadmium in den meisten Linzer Grünlandstandorten annehmen. Relevante Emittenten für dieses Element dürften im Norden und Süden des Industriegebietes liegen.

Der Vergleich der beiden untersuchten Waldstandorte zeigt etwas höhere Gehalte im Auflagehumus des industrienahen Standortes.

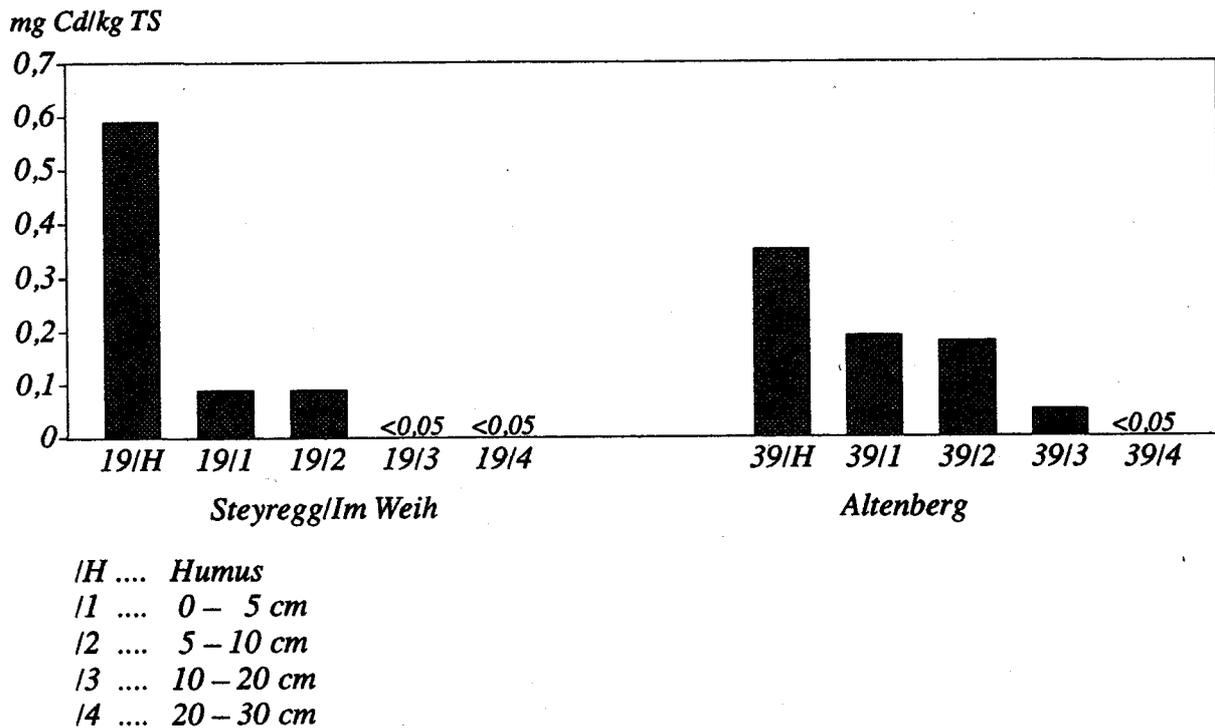


Abb. B.17: Cadmium in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

III. 4.9 Arsen (As)

III. 4.9.1 Allgemeines

Arsen wurde erst vor wenigen Jahren als essentielles Spurenelement bei Tieren erkannt (PFANNHAUSER, 1988). Seine wohl überragende Bedeutung kommt ihm aber wegen seiner Toxizität gegenüber Pflanzen, Tieren und vor allem den Menschen zu.

Die Toxizität fünfwertiger Arsenverbindungen ist im allgemeinen geringer als die dreiwertiger und organischer. Metallisches Arsen ist nahezu ungiftig (MERIAN, 1984).

Akute toxische Vergiftungen beim Menschen sind eher selten. Als chronische Auswirkungen beim Menschen zählen periphere Nervenentzündungen, hämatologische und neurologische Anomalien, Rückbildung des Knochenmarks, Hautentzündungen und die Erkrankung der Leber. Bei Inhalation kommt es zu

Störungen des Atmungssystems. Neben der nachgewiesenen teratogenen und mutagenen Wirkung des Arsens liegen ausreichend Beweise dafür vor, daß anorganische arsenhaltige Verbindungen im Bereich der Haut und der Lunge kanzerogen wirken. Für Tiere gibt es keine ausreichenden Beweise einer Kanzerogenität (MERIAN, 1984; IARC-Monographien, 1988). Arsen wird durch Atmung, mit der Nahrung oder durch Absorption über die Haut aufgenommen (HUTZINGER, 1982).

Die toxische Wirkung von Arsen auf Pflanzen äußert sich in einer Hemmung des Wurzelwachstums (HOCK und ELSTNER, 1984).

In der kontinentalen Kruste liegt Arsen mit durchschnittlich 3,5 mg/kg vor (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989). Häufige Bodengehalte liegen im Bereich von 2 bis 20 mg/kg. Der tolerierbare Richtwert für Arsen im lufttrockenen Boden liegt bei 20 mg/kg (KLOKE, 1980). Einen entsprechenden Grenzwert für Arsen im Boden gibt es in Oberösterreich

nicht. Der KLOKE-Wert wurde in Österreich bisher lediglich in der Steiermark als Grenzwert in der Verordnung zum Steiermärkischen Landwirtschaftlichen Bodenschutzgesetz übernommen (Steiermärkische Landesregierung, 1987). Arsen wird im Boden stark festgelegt und ist für Pflanzen gering verfügbar (ähnlich dem Chrom) (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989; SAUERBECK, 1984, cit. in Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1985). Das unter oxidativen Bedingungen überwiegend auftretende Arsenat (Oxidationsstufe +5), wird relativ rasch an Eisen- und Aluminiumhydroxide des Bodens adsorbiert. Daraus resultiert auch die geringere Verfügbarkeit für Biosysteme (KOCH, 1989). Die Adsorption des anionischen Arsenats nimmt dabei mit sinkendem pH-Wert zu (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989).

Aus diesen Gründen wurde z.B. in Nordrhein-Westfalen der Grenzwert auf 40 mg As/kg Boden hinaufgesetzt (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 1988).

Quellen für einen anthropogenen As-Eintrag in den Boden sind die Verbrennung von Kohle und Erdöl, die Verhüttung von Metallen, der Austrag von Kunstdüngern und Pflanzenschutzmitteln (HUTZINGER, 1982).

III. 4.9.2 Arsen in Grünlandböden des Raumes Linz

Das bevorzugte Auftreten von Arsen im Schwebstaub während der Wintermonate läßt darauf schließen, daß Arsen im Raum Linz besonders durch die Heizungstätigkeit emittiert wird. Deutliche Belastungsunterschiede zwischen den

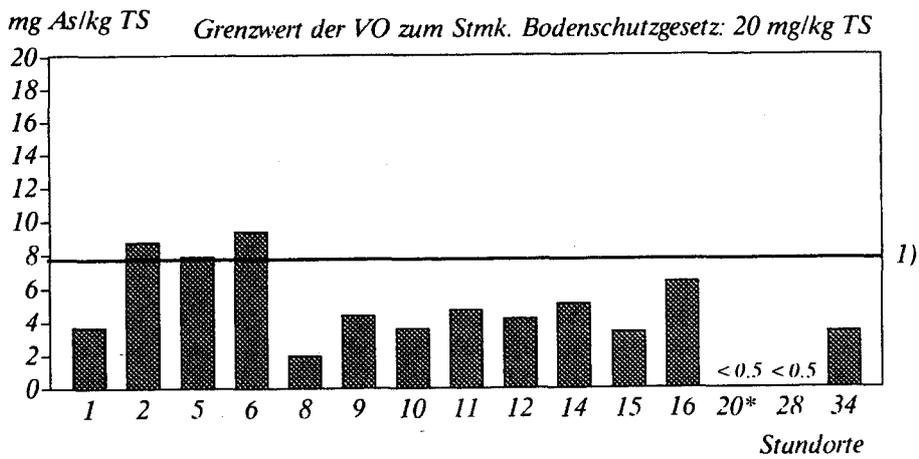
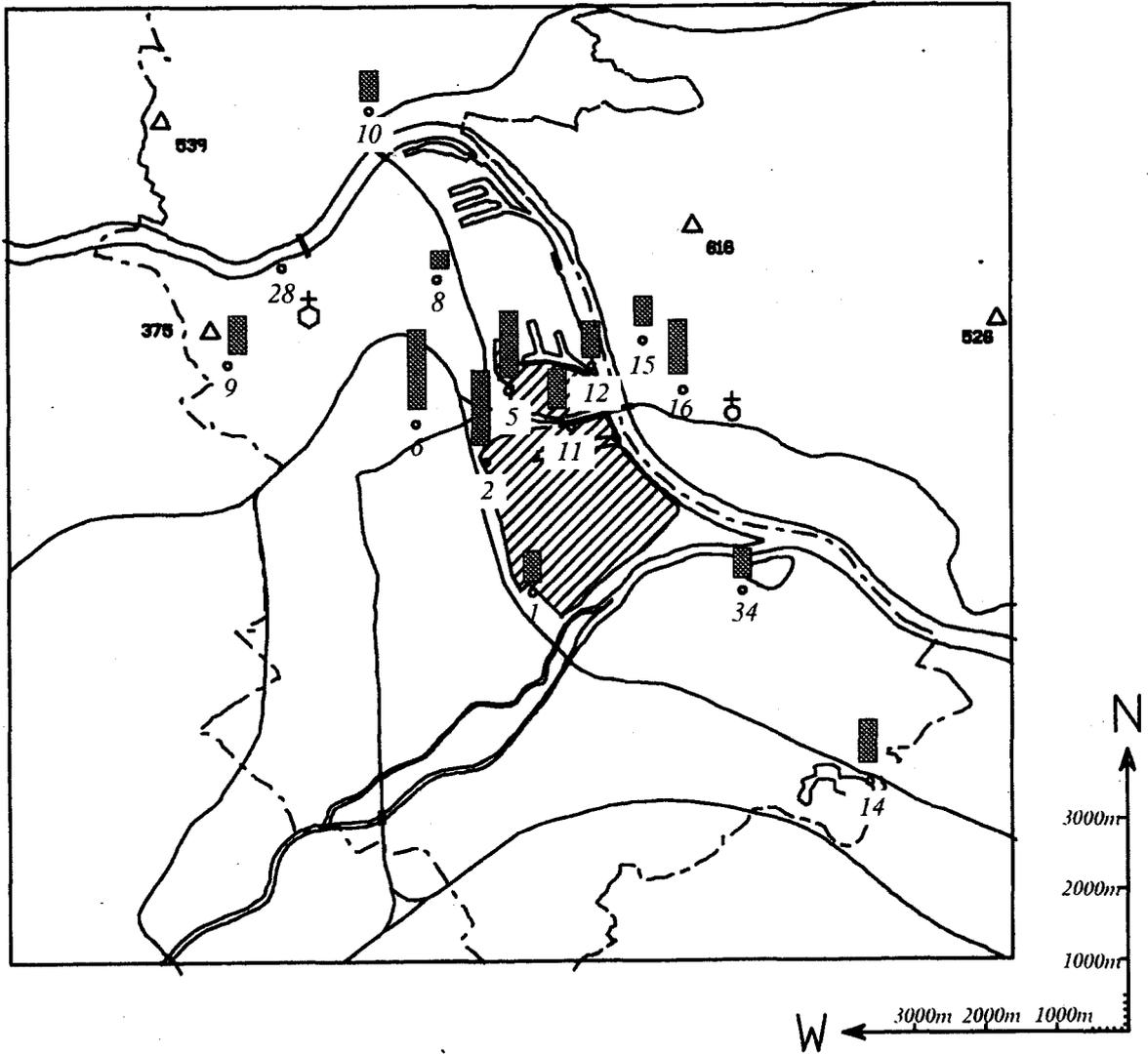
einzelnen Stationen waren nicht zu erkennen (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1985).

Die Untersuchung von Linzer Ackerstandorten auf Schwermetalle ergab zwar keine Überschreitung des Grenzwertes der Verordnung zum Steiermärkischen Landwirtschaftlichen Bodenschutzgesetz für Arsen von 20 mg/kg, die Werte lagen aber in einzelnen Fällen (v.a. im städtischen Bereich der Gemeinde Linz) deutlich über dem Oberösterreichischen Durchschnittsgehalt für Ackerböden von 6 mg As/kg (AICHBERGER, 1989).

Der arithmetische Mittelwert für Grünlandböden Oberösterreichs lag bei 7,9 mg As/kg, der Median bei 6,9 mg As/kg (0 – 10 cm), (AICHBERGER und HOFER, 1989).

Der *Mittelwert* der im Rahmen dieser Studie untersuchten Grünlandstandorte im Raum Linz liegt bei 4,5 mg As/kg, der *Median* bei 4,2 mg As/kg (< 0,5 bis 9,4 mg/kg, n = 15). Der *Referenzwert* des Standortes 20 (Kirchschlag) liegt < 0,5 mg As/kg. Würde man nur den Mittelwert des Raumes Linz (0 – 5 cm) mit dem Mittelwert von Oberösterreich (0 – 10 cm) vergleichen, so ergeben sich keine Anzeichen einer Belastung mit Arsen im Raum Linz.

Deutlich ist aber in Abb. B.18 ersichtlich, daß höhere As-Werte für die nordwestlich der Industrie gelegenen Standorte 2, 5 und 6 gemessen wurden. Wenngleich der Grenzwert der Verordnung zum Steiermärkischen Landwirtschaftlichen Bodenschutzgesetz von 20 mg As/kg bei weitem nicht erreicht wird, deutet dies darauf hin, daß auch die Industrie (neben dem Hausbrand) zur As-Immission im Raum Linz beiträgt.



* nicht in Karte

1) Mittelwert von 0-10 cm Grünlandböden Oberösterreichs (AICHBERGER und HOFER, 1989)

Abb. B.18: Arsen in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

III. 4.9.3 Arsen in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Der Vergleich der Arsen-Gehalte der beiden Waldstandorte zeigt wiederum erwartungsgemäß höhere Werte für den industrienahen Standort 19 (Steyregg/Im Weih), (Abb. B.19).

Die Verteilung der Arsen-Gehalte in den Tiefenprofilen zeigt auf beiden Standorten eine ähnliche Tendenz, wobei der

höchste Wert innerhalb des Profils jeweils für die Tiefenstufe 5 bis 10 cm gemessen wurde.

Die höheren Gehalte des Standortes 19 als jene des Standortes 39 könnten durch anthropogen verursachte Anreicherung bedingt sein.

Der Vorarlberger Mittelwert für Oberboden unter Wald lag bei 10 mg As/kg und ist somit höher als die für den Linzer Raum gemessenen Werte (HUSZ, 1987).

mg As/kg TS

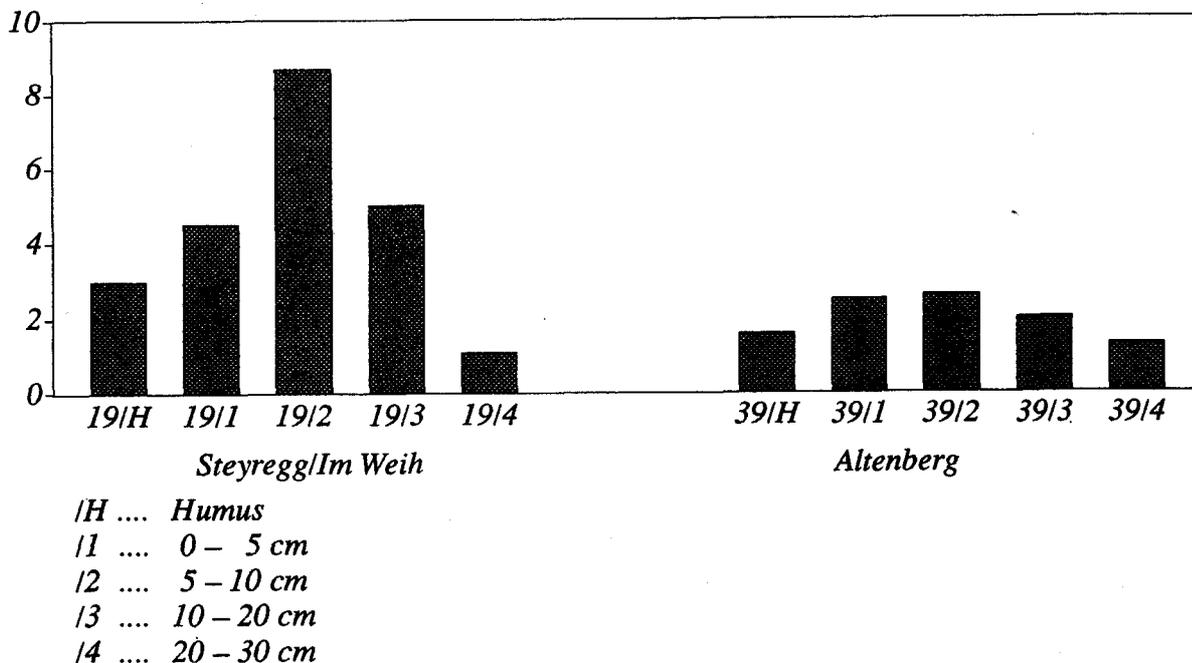


Abb. B.19: Arsen in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

III. 4.9.4 Zusammenfassung für Arsen

Die As-Gehalte Linzer Grünlandstandorte liegen zwar alle unter dem Grenzwert der Verordnung zum Steiermärkischen Landwirtschaftlichen Bodenschutzge-

setz von 20 mg As/kg, erhöhte Werte wurden aber nordwestlich der Großindustrie gemessen.

Der Vergleich der beiden Waldstandorte zeigt deutlich höhere As-Gehalte im Auflagehumus und im Mineralboden des industrienahen Standortes.

III. 4.10 Quecksilber (Hg)

III. 4.10.1 Allgemeines

Quecksilber zählt mit seinen Verbindungen zu den für Pflanzen, Tiere und Menschen am stärksten toxisch wirkenden Metallen.

Es kann über die Atemwege, über die Haut und über die Nahrungsmittel in den menschlichen Organismus aufgenommen werden. Die orale Aufnahme anorganischer Hg-Verbindungen kann zu Verätzungen der Schleimhäute, Erbrechen, Durchfällen und Nierenschäden führen. Die orale Aufnahme der weitaus giftigeren organischen Hg-Verbindungen führt vorwiegend zu zentralnervösen Schadsymptomen (HAIDER, 1980). Es wird im menschlichen Körper besonders in den Nieren sowie in Leber, Milz und Gehirn gespeichert (MERIAN, 1984). Weiters ist Methylquecksilber mutagen aktiv und führt beim Menschen u.a. zu Chromosomen-Aberrationen und zu anormalen Chromosomenteilungen (KOCH, 1989). Eingenommene organische Hg-Verbindungen durchdringen die Plazentaschranke schwangerer Frauen und reichern sich im Fötus an. In weiterer Folge kann die Muttermilch eine bedeutende Hg-Kontaminationsquelle für das Kind darstellen (MERIAN, 1984).

Die Hg-Toxizität führt bei Pflanzen zu Wachstumshemmungen, Chlorosen, Nekrosen und Absterbeerscheinungen, die in erster Linie auf eine starke Schädigung der Wurzeln und damit auf eine gehemmte Nährstoff- und Wasseraufnahme zurückgeführt werden können. Allerdings treten diese Erscheinungen bei den Pflanzen erst bei Hg-Gehalten auf, die weit über dem für den Menschen ernährungsphysiologischen Toleranzwert liegen (BERGMANN, 1988). Außerdem wird Quecksilber in nur äußerst

geringem Maße von den Pflanzen aus dem Boden aufgenommen (vgl. SAUERBECK und STYPEREK, 1988).

In der kontinentalen Kruste liegt Quecksilber im Mittel mit 0,02 mg/kg vor. In nicht oder wenig belasteten Böden sind in der Regel zwischen 0,02 und 0,5 mg Hg/kg vorhanden (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989). KLOKE (1980) empfahl einen tolerierbaren Gesamtgehalt von 2 mg Hg/kg lufttrockenem Boden. Der in der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung festgelegte Grenzwert für 0–20 cm Ackerboden und 0–10 cm Grünlandböden ist strenger und liegt bei 1 mg/kg (Oberösterreichische Landesregierung, 1990).

Quecksilber wird im Boden außerordentlich stark adsorbiert. Insbesondere die organische Substanz bindet Quecksilber in einer sehr immobilen Form, in der es weitgehend vor Verdampfung, Auswaschung und Aufnahme durch die Pflanzen geschützt ist. Dies hat weiters zur Folge, daß Quecksilber hauptsächlich in den obersten Horizonten angereichert wird. In den tieferen Horizonten findet eine Bindung an pedogene Oxide und Tonminerale statt (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989).

Lediglich im stark sauren Bodenmilieu nimmt die Mobilität von Quecksilber zu (Arbeitsgruppe Bodenschutz der ÖBG, 1989).

Als wichtige Immissionsquellen für den Boden zählen die Erdöl- und Kohleverbrennung, die Verhüttung von Metallen, die Müllverbrennung, die frühere Verwendung von Quecksilber-Fungiziden und die Ausbringung von Klärschlamm. Weiters wird Quecksilber infolge seines hohen Dampfdruckes zu beträchtlichem Anteil aus natürlichen Quellen wie etwa Vulkanen, Geysiren und dem Boden selbst emittiert (MERIAN, 1984; HUTZINGER, 1980).

III. 4.10.2 Quecksilber in Grünlandböden des Raumes Linz

Bei der Bioindikation mit Hilfe landwirtschaftlicher Kulturpflanzen erwies sich der Raum Linz als deutlich höher mit Hg belastet als das übrige Oberösterreich (vgl. Kap. A.IV) (Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987 a-d).

Bei der Untersuchung von Ackerböden wurden im städtischen Bereich Hg-Gehalte gemessen, die durchwegs über dem oberösterreichischen Durchschnitt lagen. Auch die Auswertung von Tiefenprofilen ergab deutliche Hinweise auf anthropogen bedingte Anreicherungen von Quecksilber (AICHBERGER, 1989).

Der *Mittelwert* der Hg-Gehalte der untersuchten Grünlandböden liegt bei *0,30 mg Hg/kg*, der *Median* bei *0,26 mg Hg/kg* (0,07 – 1,2 mg/kg, n = 15). Der *Referenzwert* des Standortes 20 (Kirchschlag) liegt bei *0,07 mg Hg/kg*.

Vergleicht man diese Werte mit dem Mittelwert von 0 – 10 cm Grünlandböden Oberösterreichs von 0,122 mg Hg/kg bzw. mit dem entsprechenden Median von 0,107 mg Hg/kg (AICHBERGER und HOFER, 1989), so wird auch durch die vorliegende Untersuchung deutlich, daß der Linzer Raum höher mit Quecksilber belastet ist als das übrige Oberösterreich (vgl. Abb. B.20).

Der Vergleich mit den zwischen 0,01 und 0,12 mg Hg/kg liegende Hg-Gehalten der Bodenschicht von 60 – 90 cm unter Linzer Äckern läßt die Annahme einer deutlichen anthropogen bedingten Anreicherung von Quecksilber an den meisten untersuchten Standorten zu (Abb. B.20), (vgl. AICHBERGER, 1989).

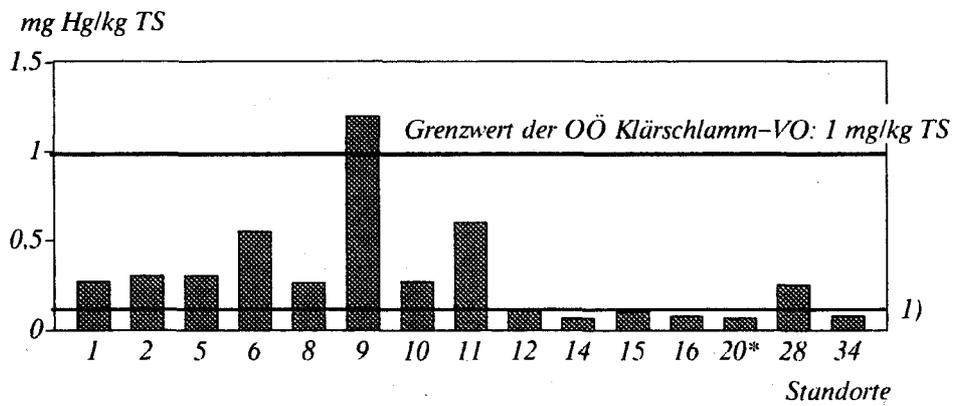
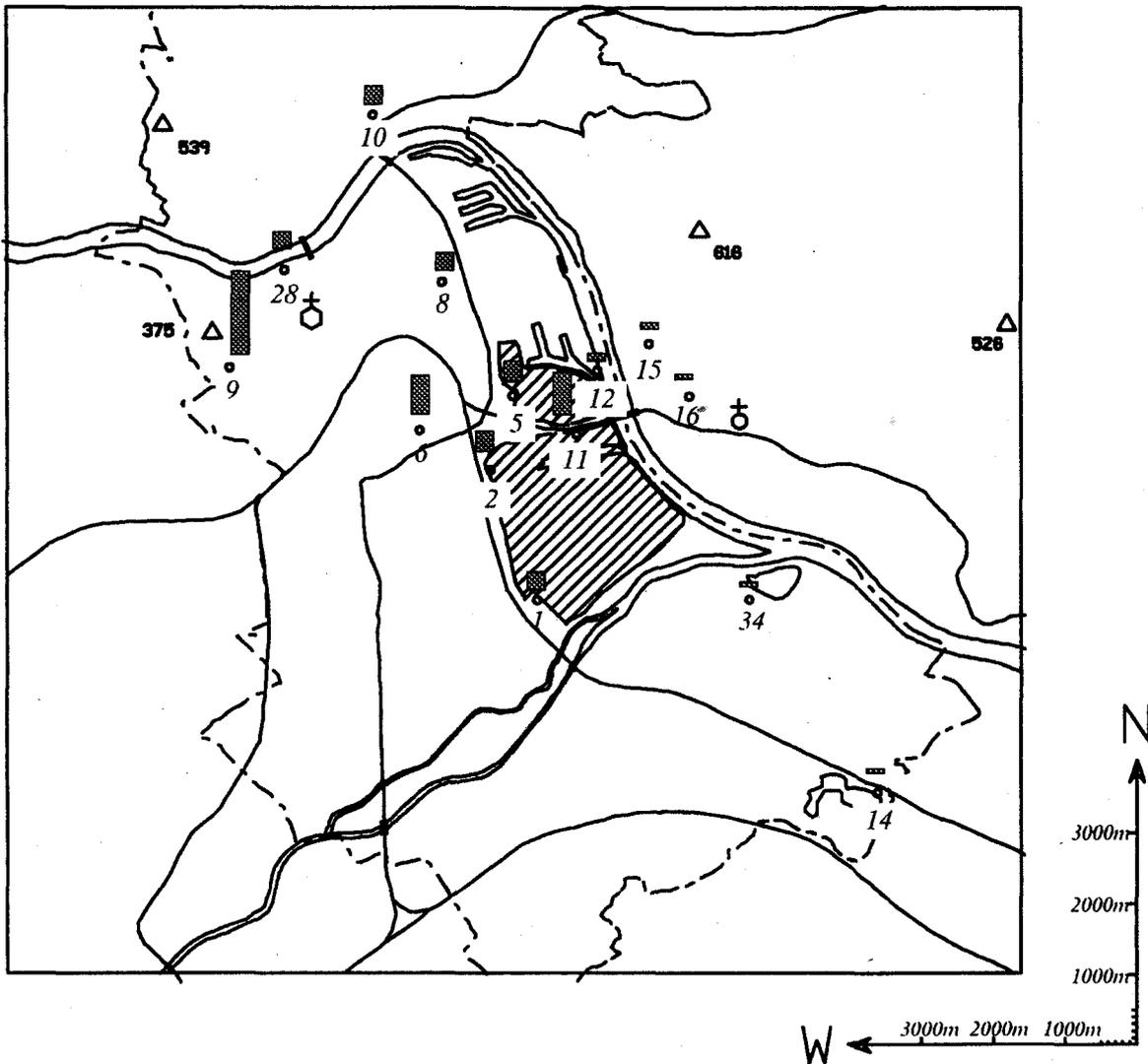
Der Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung von 1 mg/kg

wurde auf Standort 9 überschritten (Abb. B.20). Wo die Quellen für Hg-Immissionen in diesem Gebiet liegen, kann hier nicht geklärt werden, da dieser Standort sowohl fern der Industrie als auch fern des städtischen Ballungsbereiches liegt und bei den anderen untersuchten Schadstoffen nicht auffällig war.

Weiters ist aus Abb. B.20 ersichtlich, daß die Standorte westlich bis nördlich der Großindustrie deutlich höhere Hg-Gehalte aufweisen als jene östlich bis südlich, wo die Hg-Werte noch weitgehend der Referenzkategorie des Standortes 20 entsprechen. Im Falle der industrienahe Standorte 11 (Kokerei) und 6 (Spielplatz Poschacherstraße) liegen die Hg-Werte zwar unter dem Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung, aber deutlich höher als die übrigen Werte (mit Ausnahme von Standort 9).

Vergleicht man den Linzer Mittelwert mit jenen anderer Regionen, so liegt die Hg-Belastung im Raum Linz deutlich über der im Oberboden von Grünland, Wiese und Streuwiese Vorarlbergs nachgewiesenen (um 0,1 mg Hg/kg), (HUSZ, 1987) und entspricht etwa den für Nordrhein-Westfalen festgestellten Mittelwerten – allerdings aus Acker-, Garten- plus Grünlandböden (vgl. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 1985).

Die Mitberücksichtigung der gemessenen pH-Werte um 6 sowie der in Kap. III. 4.10.1 erläuterten außerordentlich hohen Immobilisierung von Quecksilber im Boden läßt den Schluß zu, daß trotz Grenzwertüberschreitungen des Standortes 9 im Raum Linz noch keine für die Pflanzenaufnahme und Anreicherung in Lebensmitteln bedenklichen Hg-Gehalte im Boden auftreten.



* nicht in Karte

1) Mittelwert von 0-10 cm Grünlandböden Oberösterreichs (AICHBERGER und HOFER, 1989)

Abb. B.20: Quecksilber in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

III. 4.10.3 Quecksilber in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Wie aus Abb. B.21 ersichtlich, sind die Hg-Gehalte des industrienahen Standortes 19 (Steyregg/Im Weih) deutlich höher als die von Standort 39 (Altenberg).

Der Vergleich der Hg-Gehalte in den einzelnen Schichten veranschaulicht einerseits die anthropogen bedingte Hg-Anreicherung auf beiden Standorten, andererseits die starke Festlegung von Quecksilber im Oberboden (wie in Kap. III. 4.10.1 dargelegt).

Die Hg-Gehalte des Standortes 19 erlauben die Annahme, daß – auch bei vergleichsweise niedrigen Hg-Gesamtgehalten auf Grünlandstandorten östlich der Industrie (vgl. Abb. B.20) – in diesem Gebiet sehr wohl mit Hg-Immissionen zu rechnen ist (vgl. Lage der Standorte in Abb. B.1). Die genauen Ursachen der Differenz zwischen den Hg-Gehalten von Grünlandböden und Waldböden im Gebiet östlich der Industrie (vgl. v.a. die benachbarten Standorte 16 und 19), die in einem derart hohen Maß bei keinem anderen Schwermetall auftrat, können aber aufgrund fehlender wissenschaftlicher Erkenntnisse hier nicht geklärt werden. Vorstellbar wäre, daß das von den Blättern aufgenommene Quecksilber (vgl. BERGMANN, 1988; MAZZONE,

1988) im Falle der Wiesenstandorte mit der Ernte entzogen wird, während es dem Waldboden mit dem Blattfall zugeführt wird. Auch eine möglicherweise höhere Hg-Ausdampfung aus Böden des Freilandes als aus Böden unter geschlossenen Beständen könnte eine zusätzliche Rolle spielen.

Im übrigen konnten mit Hilfe der landwirtschaftlichen Bioindikation Hg-Immissionen im Gebiet östlich der Großindustrie nachgewiesen werden (vgl. Kap. A.IV.3), (Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987 d).

Welche Bedeutung die Hg-Gehalte des Standortes 19 für eine mögliche Beeinträchtigung des Gesundheitszustandes der Waldbäume haben, kann aufgrund fehlender wissenschaftlicher Erkenntnisse nicht abgeleitet werden. Zu bedenken ist allerdings, daß die gemessenen niedrigen pH-Werte für eine, wenn auch geringfügige, Mobilität von Quecksilber im Boden sprechen (Arbeitsgruppe Bodenschutz der ÖBG, 1989).

In Versuchen zur Abnahme des Wurzelwachstums, sowie des Wurzel- und Sproßgewichtes von Fichtensämlingen bei getrennter Beigabe der Schwermetalle Quecksilber (als Methyl-Hg und Hg), Blei, Cadmium und Zink zur Nährlösung, konnte die vorrangig höhere Toxizität von Methyl-Hg vor Quecksilber und vor den anderen Schwermetallen nachgewiesen werden (GODBOLD et al., 1985).

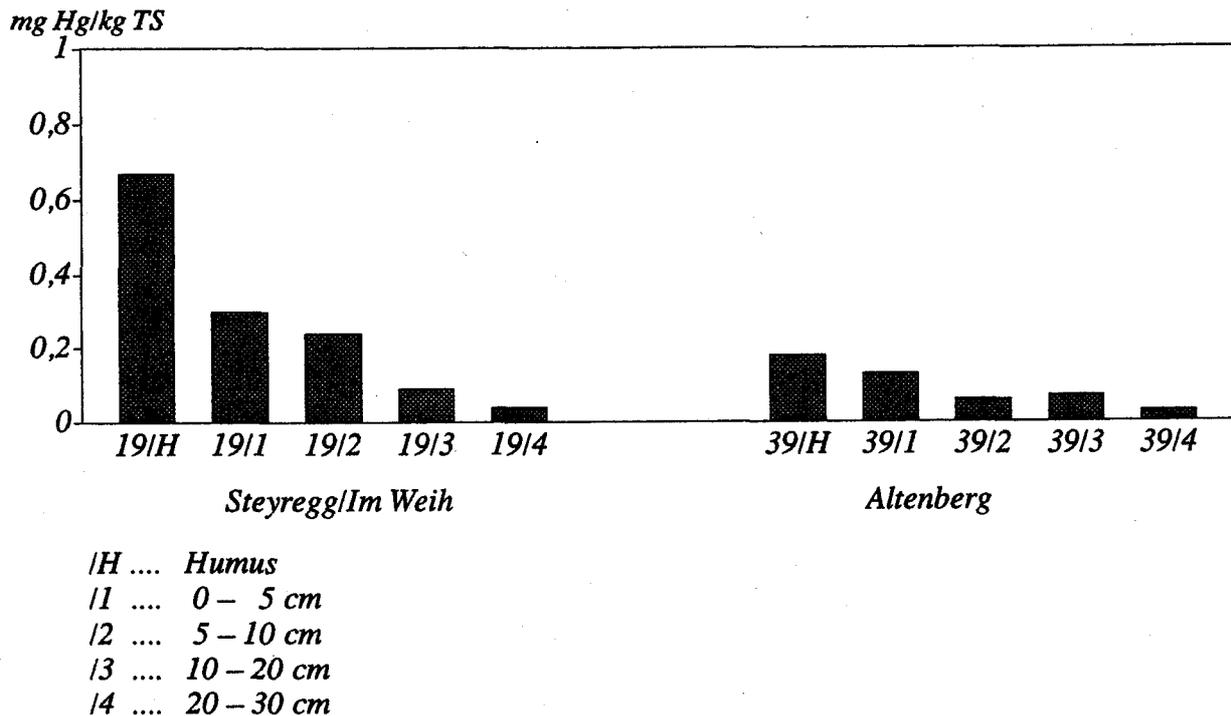


Abb. B.21: Quecksilber in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

III. 4.10.4 Zusammenfassung für Quecksilber

Der Hg-Mittelwert von Linzer Grünlandstandorten liegt deutlich über dem von Gesamt-Oberösterreich. Eine Überschreitung des Grenzwertes der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung gibt es im Falle des Standortes 9 (Freinberg/ Sternwarteweg), fern der Industrie und des städtischen Ballungszentrums.

Die Auswertung der Werte der Waldböden erbrachte eine deutlich höhere Hg-Belastung des industrienahen Standortes 19 (Steyregg/Im Weih). Im übrigen können durch dessen Gehalte Hg-Immissionen östlich der Industrie angenommen werden. Die Gehalte der Grünlandböden lassen dies nicht vermuten.

III. 4.11 Schwermetall – Gehalte der einzelnen Standorte in Bezug zum Bodengrenzwert

Um eine Gesamtübersicht über die Belastungssituation der einzelnen Wiesenstandorte mit Schwermetallen zu geben, wurden in Abb. B.22 jedem Standort die entsprechenden Schwermetallwerte in Prozent vom Grenzwert der Oberösterreichischen Klärschlammverordnung zugeordnet.

Damit ist es auf übersichtliche Art möglich, stärker belastete Standorte im Raum Linz bzw. solche mit Grenzwertüberschreitungen bei mehreren Metallen auf einen Blick zu bestimmen.

Eisen und Mangan fanden wegen der geringen toxikologischen Bedeutung und des Fehlens von Grenzwerten keine Beachtung. Bei Quecksilber und Arsen muß berücksichtigt werden, daß nicht

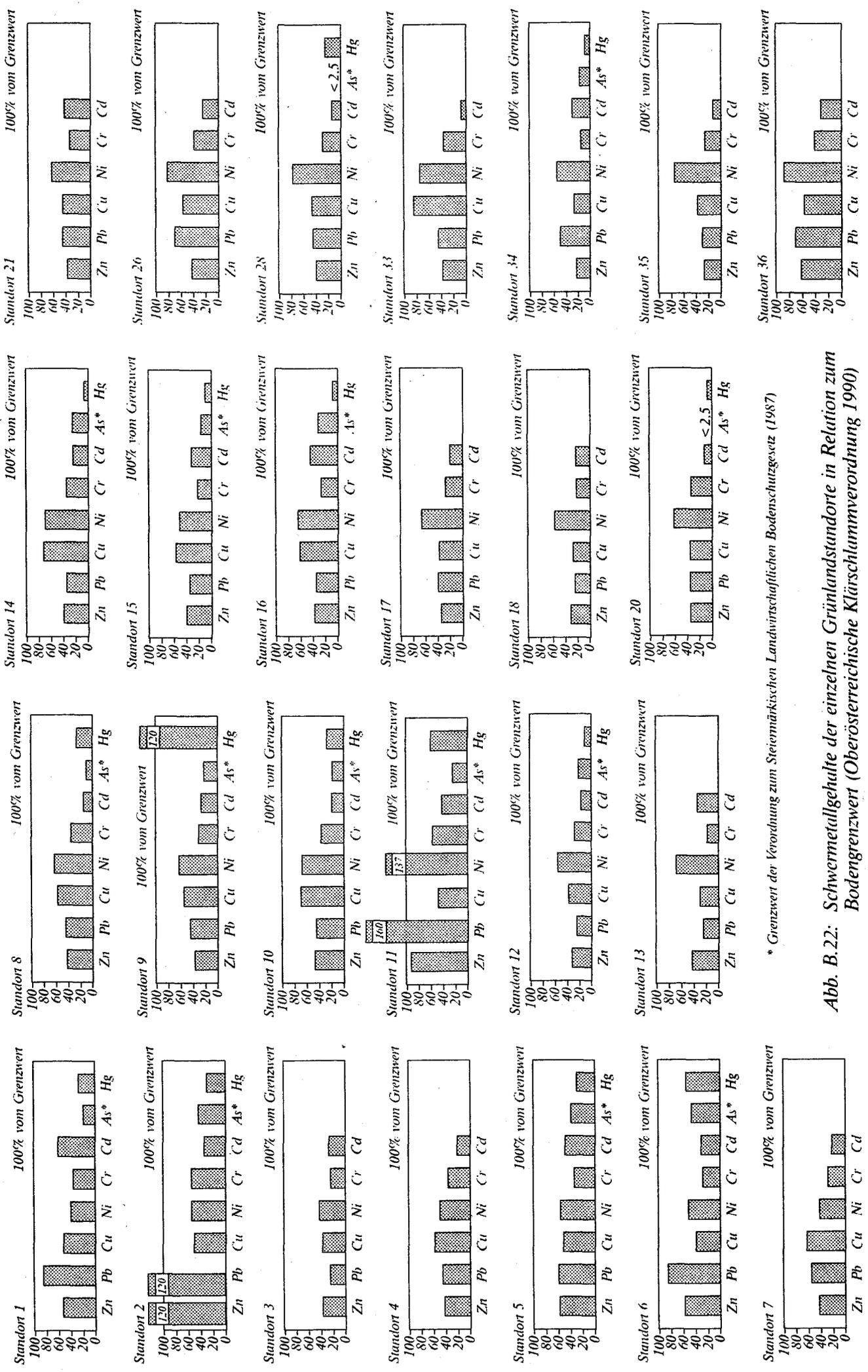
sämtliche Standorte auf diese Elemente untersucht wurden.

Beim Vergleich der Ergebnisse der einzelnen Standorte fallen erwartungsgemäß sofort die Standorte 11 (Kokerei) und 2 (VÖEST-Sportplatz) als höher belastete auf. Besonders die Zink-, Blei- und Chrom-Gehalte liegen hier deutlich höher als bei den anderen Standorten. Aber auch bei den anderen untersuchten Metallen (mit Ausnahme von Kupfer) liegt

zumindest einer der beiden Standorte im Vordergrund.

Diese beiden Standorte weisen die häufigsten Grenzwertüberschreitungen auf, nämlich jeweils zwei – Blei und Zink für Standort 2 (VÖEST-Sportplatz) und Blei und Nickel für Standort 11 (Kokerei).

Eine Grenzwertüberschreitung gibt es sonst nur noch auf Standort 9 (Sternwartweg) und zwar bei dem Element Quecksilber.



* Grenzwert der Verordnung zum Steiermärkischen Landwirtschaftlichen Bodenschutzgesetz (1987)

Abb. B.22: Schwermetallgehalte der einzelnen Grünlandstandorte in Relation zum Bodengrenzwert (Oberösterreichische Klärschlammverordnung 1990)

Um eine hierarchische "Belastungsreihung" vornehmen zu können, wurden in Anlehnung an den Bericht über den Zustand der Tiroler Böden (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989) für die Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium die Prozentwerte vom Grenzwert summiert. Quecksilber und Arsen fanden deshalb keine Berücksichtigung, da nicht sämtliche Standorte auf diese beiden Elemente analysiert wurden.

Die Methode der Summierung der Prozentwerte vom Grenzwert wurde deshalb gewählt, da auf diese Art und Weise ein annähernder Ausgleich der zahlenmäßigen Gehaltswerte der einzelnen Elemente gewährleistet ist und die ökologische Bedeutung der einzelnen Elemente durch den Bezug zum Grenzwert am ehesten einen Ausgleich findet. Berücksichtigt werden muß natürlich, daß gewisse antagonistische aber auch synergistische Wirkungen einzelner Elemente zueinander in dieser Rechnung keinen Niederschlag finden. Diese Zahl soll daher als eine rein theoretische, dimensionslose Größe gesehen werden, um die kumulative Gesamtbelastung eines Standortes mit den Elementen Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium in annähernd vergleichbarer Form zwischen den einzelnen Elementen zu charakterisieren.

Die Bedeutung der Gesamtbetrachtung von Schwermetallen liegt vor allem darin, daß bei einem gemeinsamen Auftreten von höheren Konzentrationen mehrerer Schwermetalle eine Konkurrenz um Bindungsplätze an den Ionenaustauschern (z.B. Humus, Tonminerale) zu einer erhöhten Pflanzenverfügbarkeit und Auswaschungsgefährdung einzelner Schwermetalle führen könnte (vgl. SCHMITT und STICHER, 1986; ASCHE und BEESE, 1986).

Die Prozentsummenzahl wurde folgendermaßen berechnet:

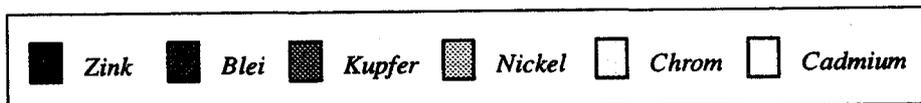
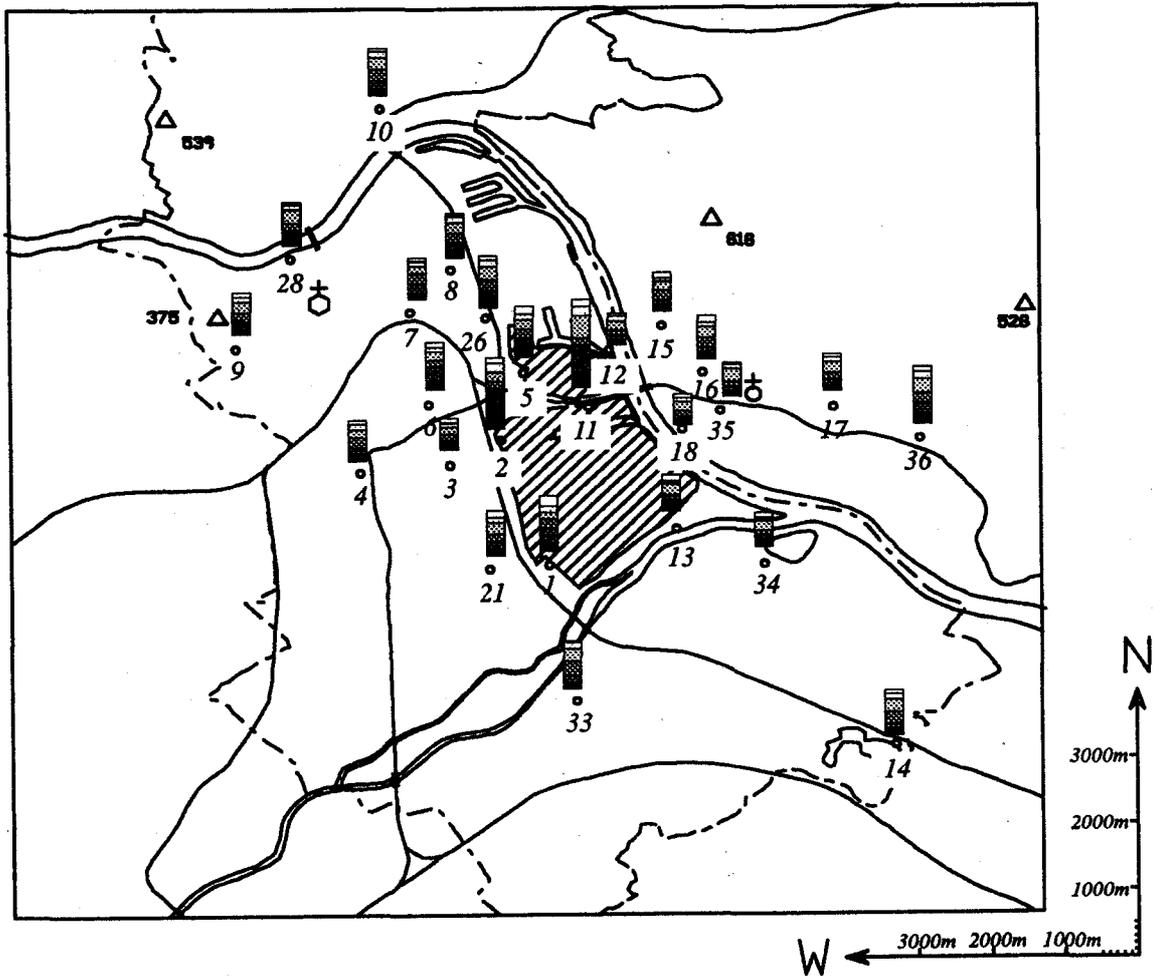
$$\text{Prozentsummenzahl} = \left\{ \frac{\text{Zn (mg/kg)}}{300} + \frac{\text{Pb (mg/kg)}}{100} + \frac{\text{Cu (mg/kg)}}{100} + \frac{\text{Ni (mg/kg)}}{60} + \frac{\text{Cr (mg/kg)}}{100} + \frac{\text{Cd (mg/kg)}}{1} \right\} \times 100$$

Vergleicht man nun diese Prozentsummenzahl vom Grenzwert für die Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium, so ergibt sich der mit Abstand höchste Wert für den Standort 11 (Kokerei) mit 537 vor dem Standort 2 (VÖEST-Sportplatz) mit 435 (vgl. Abb. B.23). Werte über 300 weisen noch die Standorte – in Reihenfolge vom höchsten Wert beginnend – 36 (Pulgarn), 1 (Strattnerstraße), 26 (Kinderfreibad Wimhölzelstraße) und 5 (Boschweg) auf.

Die Prozentsummenzahl des Standortes 20 (Referenzstandort Kirchsschlag) beträgt vergleichsweise 213, die von den Standorten 3, 12, 18, 34 und 35 im Raum Linz sogar noch unterschritten wird. Im Falle des Standortes 3 (Berufsschulzentrum), dessen Boden in der gegenwärtigen Form relativ jung ist (Aufschüttung zur Zeit des Schulbaues vor 11 Jahren, vgl. Anhang) wären aber bei Beprobung eines "gewachsenen" Bodens wahrscheinlich höhere Werte erreicht worden (vgl. nahegelegene Standorte 2 und 6).

Im wesentlichen kann gesagt werden, daß – wie erwartet – die Standorte 11 (Kokerei) und 2 (VÖEST-Sportplatz) bezogen auf die Prozentsummenzahl der Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium deutlich höher belastet sind als die anderen Standorte.

In Abb. B.23 findet sich eine lagemäßige Zuordnung der Prozentsummen vom Grenzwert für die bereits erwähnten Elemente, wobei jedem Element eine unterschiedliche Schraffur zugewiesen wurde.



Prozentsummenzahl

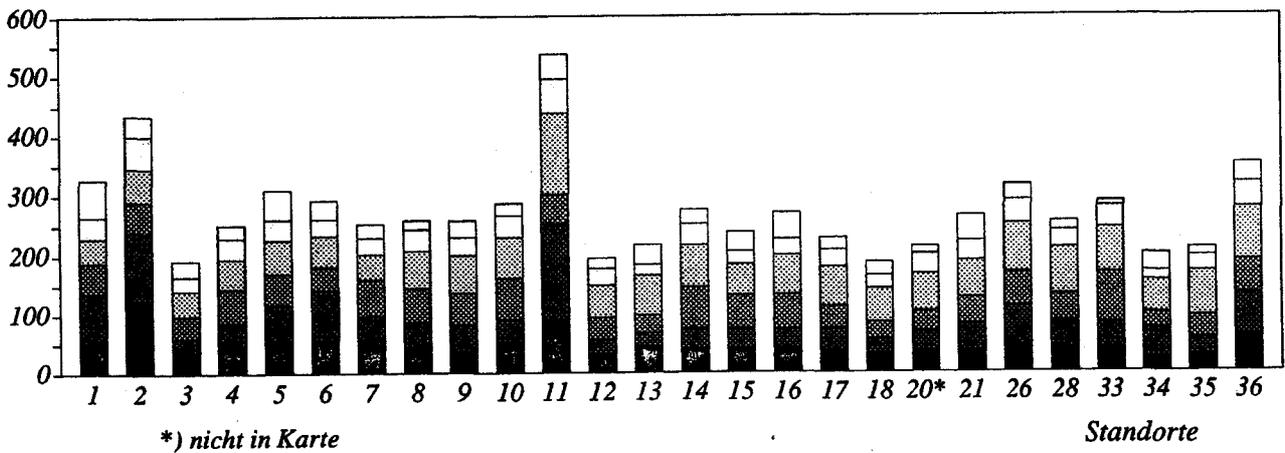


Abb. B.23: Summe der Anteile (%) vom jeweiligen Grenzwert für die Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium in Grünlandböden (0 – 5 cm)

III. 4.12 Statistische Auswertungen der Schwermetallbodengehalte der Grünlandstandorte im Raum Linz

III. 4.12.1 Korrelationen zwischen den Bodengehalten einzelner Schwermetalle

Für die Fragestellung, inwieweit Beziehungen zwischen den Bodengehalten zweier Schwermetalle vorkommen, wurden Korrelationen nach dem PEARSON-Test berechnet. Für den Vergleich von Arsen und Quecksilber mit den jeweils anderen Elementen wurden nur jene 15 Standorte herangezogen, die auf diese beiden Elemente untersucht wurden. Sonst bezog sich die Anzahl der einfließenden Werte auf alle 26 untersuchten Grünlandstandorte.

Treten nun hohe Korrelationen zwischen den Bodengehalten zweier Schwermetalle auf, so kann dies im wesentlichen auf zwei Ursachen zurückgeführt werden, und zwar auf eine in charakteristischer Weise natürliche, gleichlaufende Vergesellschaftung dieser Elemente aufgrund von Bodeneigenschaften, geologischem Ausgangsmaterial und elementspezifischen Ähnlichkeiten und/

oder auf gemeinsame anthropogene Ursachen bei Gehalten, die über dem natürlichen Hintergrund liegen.

Aus Abb. B.24 ist ersichtlich, daß zwischen den Elementen Eisen, Mangan, Zink, Blei und Chrom mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von weniger als 1% großteils hohe Korrelationen auftreten. Wie aus den Kapiteln für die einzelnen Schwermetalle abzulesen ist, liegen die höchsten Bodengehalte für diese Elemente im VÖEST-nahen bzw. im VÖEST-Gebiet. Der Schluß liegt daher nahe, daß für die engen Zusammenhänge zwischen den Bodengehalten dieser erwähnten Elemente ein Emittent (oder mehrere) im VÖEST-Gelände verantwortlich ist.

Eine Beziehung zwischen diesen Elementen konnte auch schon nach Vergleich der entsprechenden Balkendiagramme vermutet werden.

Weiters ist aus Abb. B.24 ersichtlich, daß zwischen Mangan und Nickel, Zink und Cadmium, Zink und Arsen, Blei und Nickel, Blei und Cadmium, Kupfer und Chrom, sowie Nickel und Chrom Korrelationen bestehen, wenngleich sie schwach ausgeprägt sind. Quecksilber wies mit keinem anderen Element Korrelationen auf.

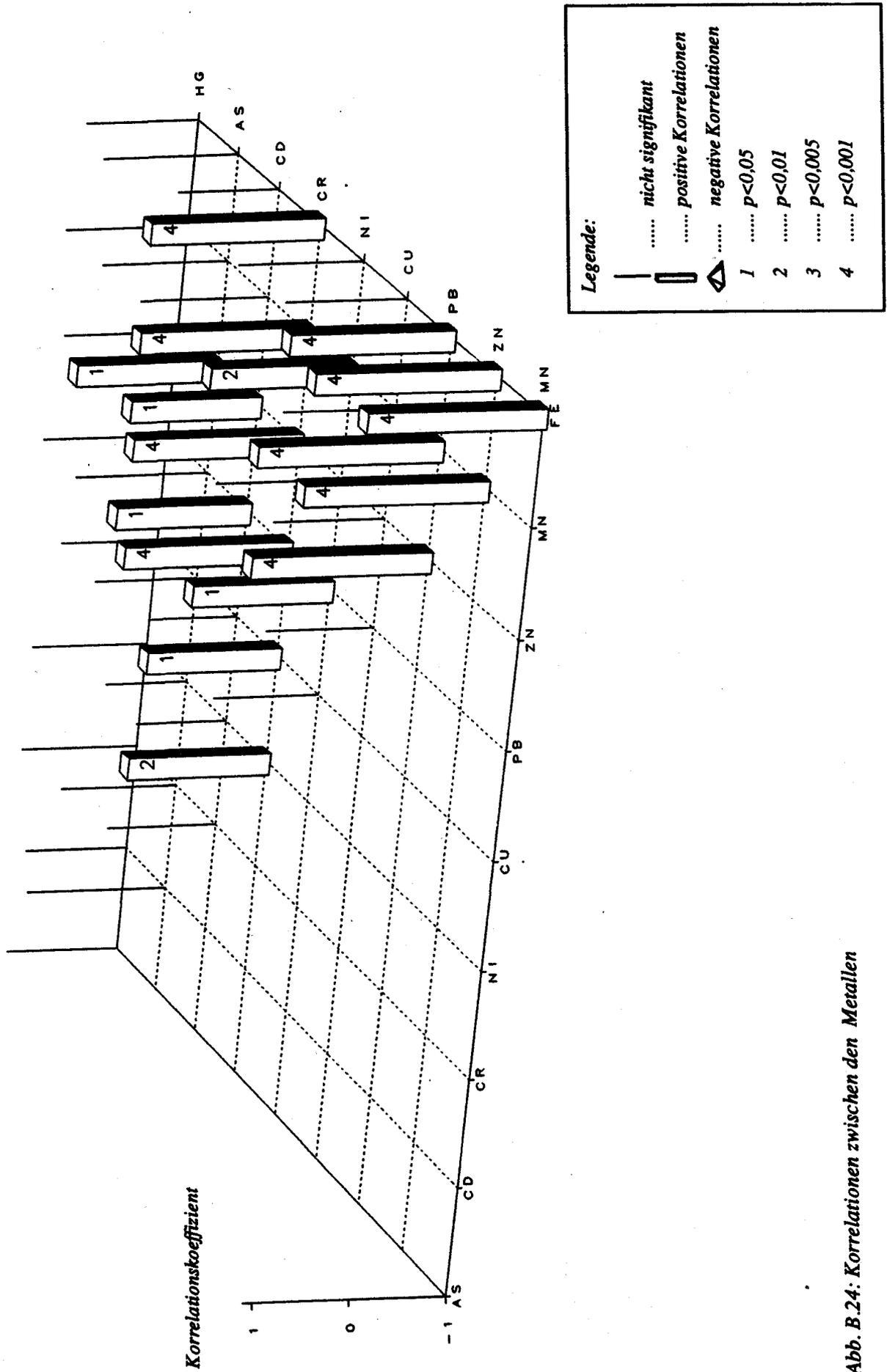


Abb. B.24: Korrelationen zwischen den Metallen

III. 4.12.2 Zink/Cadmium-Verhältnisse

Bei zahlreichen Autoren finden sich Hinweise auf die enge natürliche Vergesellschaftung dieser beiden Metalle (bedingt durch ihre chemische Ähnlichkeit) in Gesteinen, Erzen und Böden und der Cadmium-Freisetzung bei der Verhüttung zinkhaltiger Erze (vgl. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989; HOCK und ELSTNER, 1984; MERIAN, 1984).

Demnach weist ein im Vergleich zum natürlichen Ausgangsmaterial niedrigeres Zink/Cadmium-Verhältnis des Bodens auf einen stärkeren Eintrag an Cadmium hin. Die Ursache dafür ist die selektive Verdampfung des Cadmiums bei Verbrennungsprozessen und insbesondere bei der Metallverhüttung zinkhaltiger Erze (HUTZINGER, 1980).

Cadmium-Immissionsmessungen mit landwirtschaftlichen Nutzpflanzen im Raum Linz deuten auf eine besondere Verfrachtungstendenz des Cadmiums hin (vgl. Kap. A.IV) (Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987 a-d). Demnach wurden in Steyregg höhere Werte als in Linz und in Linz höhere Gehalte als im übrigen Oberösterreich festgestellt. Höhere Werte wurden aber auch

an Stationen gemessen, die bei den Elementen Fluor, Blei und Quecksilber nicht auffällig waren (z.B. Gründberg in Linz-Urfahr).

Schwebstaubanalysen wiesen in beiden Meßperioden auf industriennahe Stationen als die am stärksten mit Cadmium belasteten hin. In beiden Perioden lagen aber unterschiedliche Standorte an der Spitze (vgl. Kap. A. VI) (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung 1983, 1985).

Der Vergleich der Zink und Cadmium-Höchstwerte der Linzer Grünlandstandorte zeigt, wie in Kap. III. 4.3 und III. 4.8 bereits dargelegt, unterschiedliche Belastungsschwerpunkte. Auch zwischen den meisten anderen Schwermetallen und Cadmium fehlen engere Gemeinsamkeiten hinsichtlich der Belastungssituation der einzelnen Standorte. Dies deutet auf unterschiedliche Verursacher und/oder eine unterschiedliche Verfrachtungstendenz hin.

In Tab. B.4 sind als Orientierungshilfe Zink/Cadmium-Verhältnisse der 60 – 90 cm Bodenschicht unter Linzer Äckern denen der ersten 30 cm gegenübergestellt (berechnet nach AICHBERGER, 1989).

Tab. B.4: Zink/Cadmium-Verhältnis der Schichten 0–30 cm und 60–90 cm von Linzer Äckern und die Verhältnisse 0–30/60–90 (berechnet nach AICHBERGER, 1989)

Standorte	3*		8*		13*		16*		19*		29*	
	0–30	60–90	0–30	60–90	0–30	60–90	0–30	60–90	0–30	60–90	0–30	60–90
Schicht												
Zn/Cd-Verhältnis	523	1.967	284	407	338	1.017	226	455	367	813	205	171
0–30/60–90	0,27		0,7		0,33		0,5		0,45		1,2	

* Lage, siehe Abb. A.II

Daraus ist ersichtlich, daß unter der Annahme von weitgehend natürlichen Gehalten von Zink und Cadmium in 60–90 cm Bodentiefe die Zink/Cadmium-Verhältnisse der Linzer Böden schon von Natur aus hohen Schwankungen ausgesetzt sind.

Bei 5 der 6 Standorte ist eine Zunahme der Zink/Cadmium-Verhältnisse mit zunehmender Bodentiefe feststellbar, was für die relative Anreicherung von Cadmium im Oberboden (vermutlich aus anthropogenen Quellen) spricht (vgl. Verhältniszahlen). Besonders deutlich ist dies auf den Standorten 3 und 13 zu beobachten, die weit entfernt vom Industriegebiet liegen. Im Falle des Standortes 3 bestätigen die Werte höhere Cd-Immissionen, die mit Hilfe der Bioindikation mit landwirtschaftlichen Nutzpflanzen auch im Norden von Linz festgestellt wurden (vgl. Kap. A.IV), (Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987 a, b, c).

Auf Standort 29 sind die Zink/Cadmium-Verhältnisse im Ober- und Unterboden ähnlich. Die Ursache dafür ist, daß im Gegensatz zu den anderen Standorten neben den Cd-Werten auch die Zn-Werte im Oberboden deutlich höher sind als im Unterboden.

Der Mittelwert der Zink/Cadmium-Verhältnisse dieser 6 Standorte beträgt im Oberboden 324 und im Unterboden 805.

Der aus 35 Ackerstandorten der gleichen Untersuchung berechnete Zink/Cadmium-Mittelwert des Oberbodens beträgt 302 (145–700), liegt also nahe dem, der für die 6 Standorte mit Tiefenprofilen ermittelt wurde (berechnet nach AICHBERGER, 1989). Besonders niedrige Werte weisen die Standorte 21, 22, 23, 25, 27, 29 und 33 auf (Lage siehe Abb. A.11) die südwestlich bzw. südlich des Industriegebietes liegen. Im Falle der Standorte 21, 22 und 23 könnte die nahegelegene Autobahn eine zusätzliche Rolle (Cd-

Emission des Verkehrs) spielen. Im Falle des Standortes 29 weist auch schon der Unterboden, wie aus Tab. B.4 ersichtlich ist, ein niedriges Zink/Cadmium-Verhältnis auf, sodaß hier von einer vergleichsweise relativ stärkeren Cadmium- als Zink-Anreicherung nicht die Rede sein kann.

Der Mittelwert der Zink/Cadmium-Werte der in der vorliegenden Untersuchung beprobten 26 Wiesenstandorte beträgt 493 (233–1438). Er liegt zwar unter dem Mittelwert für die 60–90 cm Bodenschicht unter 6 Linzer Äckern, was für eine verhältnismäßig stärkere Anreicherung von Cadmium gegenüber Zink im Oberboden spricht, aber deutlich höher als der Mittelwert für Acker-Oberboden in Linz. Die Werte schwanken außerdem in einem weiteren Bereich.

Daß der Zink/Cadmium-Mittelwert der Wiesenstandorte deutlich höher liegt als der der Ackerstandorte, ist etwas verwunderlich, da im ersten Fall 0–5 cm Boden geworben wurde und im zweiten Fall 0–30 cm. Unter der Annahme einer Verkleinerung des Zink/Cadmium-Verhältnisses innerhalb des Bodens nach oben, was durch Auswertung der Tiefenprofile dargelegt werden konnte, wäre eher der umgekehrte Fall, nämlich niedrigere Zink/Cadmium-Werte in 0–5 cm Wiesenboden zu erwarten gewesen.

Die Ursachen dafür könnten in der grundsätzlich unterschiedlichen Wahl von Probestandorten liegen (vgl. Abb. A.11 mit Abb. B.1). Die beprobten Ackerstandorte lagen über das Stadtgebiet verteilt. Hingegen lagen zahlreiche Wiesenstandorte im Nahbereich des Industriegebietes. Zusätzlich wurde das Gemeindegebiet von Steyregg mitberücksichtigt.

Dies wirkt sich unter Umständen auf die unterschiedlichen, geogen bedingten Zink/Cadmium-Verhältnisse, aber auch auf unterschiedliche Immissions-

belastungen für Zink und Cadmium beider Standortgruppen aus.

Beim Vergleich der Mittelwerte für Cadmium (Acker: 0,23 mg/kg, Wiese: 0,28 mg/kg) und Zink (Acker: 70 mg/kg, Wiese: 138 mg/kg) wird klar, daß der höhere Zink-Mittelwert, bedingt durch die relative Nähe der Standorte zur Industrie, für das höhere Zink/Cadmium Verhältnis der Wiesenstandorte verantwortlich ist (Ackergehalte: AICHBERGER, 1988).

Im Falle der Zink/Cadmium-Verhältnisse der Grünlandstandorte liegen die niedrigsten Werte für die Standorte 1, 16, 21 und 34 vor. Dies bedeutet für die ersten drei Standorte die Erhärtung der Annahme vorrangiger Cadmium-Emittenten im Süden und Norden des Industriegebietes (s. Abb. B.16). Im Falle des Standortes 16 (Steyregg/Im Weih) konnte der Einfluß der VÖEST auf höhere Cadmium-Werte im Schwebstaub durch die nahegelegene Luftmeßstelle bestätigt werden (vgl. Kap. A.VI, nach Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1985). Das niedrige Zink/Cadmium-Verhältnis der Wiesenstandorte 1 und 21 könnte auch im Zusammenhang mit niedrigeren Zink/Cadmium-Werten der weiter westlich gelegenen Ackerstandorte 21 und 23 gesehen werden und die Hypothese eines Emittenten im südlichen Industriegebiet erhärten (vgl. Abb. B.1 mit Abb. A.11).

Für Standort 34 gilt – in ähnlicher Lage wie Ackerstandort 29 (vgl. Abb. A.11 mit Abb. B.1) – wiederum, daß niedrige Zink/Cadmium-Werte bereits im Unterboden auftreten und eine verhältnismäßig stärkere Cadmium- als Zink-Anreicherung im Oberboden daher nicht angenommen werden kann.

III. 4.12.3 Mustervergleiche der einzelnen Standorte für die Schwermetalle

Um Standorte mit ähnlichen bzw. solche mit untypischen Schwermetallmustern innerhalb der Gesamtheit der Linzer Grünlandstandorte herauszufinden, wurden Clusteranalysen durchgeführt. Eine Methodenbeschreibung für alle in diesem Zusammenhang durchgeführten Berechnungen ist dem Kapitel B.II zu entnehmen.

Vorerst wurden alle Standorte für die Clusteranalyse berücksichtigt, wobei die Gehalte für die Elemente Eisen, Mangan, Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium herangezogen wurden. Arsen und Quecksilber konnten keine Berücksichtigung finden, da nicht alle Standorte auf diese beiden Elemente untersucht wurden. In einem zweiten Arbeitsschritt wurden Clusteranalysen für die Werte der oben angeführten Elemente plus Arsen und Quecksilber für jene Standorte durchgeführt, wo auch diese Elemente untersucht wurden.

Für die Clusterbildung bei der Variante mit allen Standorten aber ohne Arsen und Quecksilber erschien nach Sichtung der Dendrogramme, der F- und T-Werte der Einzelcluster und der kanonischen Diskriminanz-Analysen die Bildung von vier Clustern am geeignetsten.

In Abb. B.25 sind die vier Cluster – kenntlich gemacht durch unterschiedliche Signaturen – dargestellt. Mittels kanonischer Diskriminanz-Analyse wurde der n-parametrische Raum unter Beibehaltung der gesamten Information in einen dreidimensionalen Raum umgewandelt. Da die dreidimensionale Projektion 100 % der Varianz der Eingangsdaten enthält,

ist anzunehmen, daß die Datenstruktur gut wiedergegeben wird.

Aus Abb. B.25 ist zu entnehmen, daß die meisten Standorte ein relativ ähnliches Schwermetallmuster aufweisen (kenntlich an der "Wolke" in der Mitte der Abbildung). Von dieser Wolke wurden die Standorte 2, 6 und 11 als weiterer Cluster und 13 bzw. 34 als Ausreißer separiert.

Nach Sichtung der zu den Clustern zugehörigen F- und T-Werte bzw. der Prozentwerte der normierten Schwermetallgehalte für die einzelnen Standorte, konnten folgende Ursachen der Separierung abgeleitet werden:

Die Standorte 2, 6 und 11 unterscheiden sich im Muster von der großen Gruppe der relativ einheitlichen Standorte in erster Linie durch vergleichsweise höhere Anteile der Elemente Zink, Blei und Mangan und niedrigere Anteile von Kupfer. Die Sonderstellung der Standorte 2 (VÖEST-Sportplatz) und 11 (Kokerei) hinsichtlich der Höhe ihrer Belastung mit einigen Schwermetallen wurde schon vorher in den entsprechenden Kapiteln behandelt. Der Mustervergleich ergab nun, daß diese Standorte einschließlich dem ihnen nahegelegenen Standort 6 (Spielplatz Poschacherstraße), (Abb. B.26) in typischer Weise ähnliche Gehaltsmuster aufweisen, die sich von den übrigen Standorten in ebenso typischer

Weise unterscheiden. Aus der Lage der Standorte (Abb. B.26) ist anzunehmen, daß in erster Linie Emissionen der VÖEST für die spezifisch ähnlichen Schwermetall-Gehaltsmuster dieser drei Standorte verantwortlich sind. In den Böden dieser drei Standorte fand jedenfalls eine im Vergleich zu den anderen Schwermetallen auffällig stärkere gemeinsame Anreicherung von Mangan, Zink und Blei als bei den anderen Standorten statt.

Standort 13 hebt sich von den anderen Standorten durch die niedrigsten Blei- und Mangananteile im normierten Muster ab. Es handelt sich bei diesem Standort um einen Aufschüttungsbereich aus Zeiten der Traunregulierung, sodaß dessen Sonderstellung bezüglich des Schwermetall-Musters erklärbar wird (Abb. B.25, B.26).

Standort 34 weist die vergleichsweise niedrigsten Anteile für die Elemente Zink, Kupfer, Chrom und Eisen im Muster auf und wurde deshalb durch die Cluster-Analyse ebenfalls als Außenseiter charakterisiert (Abb. B.25, B.26). Vermutlich spielen hier geologisch bedingte Ursachen die wesentliche Rolle für die Andersartigkeit dieses Standortes. Bei der Beschreibung der Zn/Cd-Verhältnisse (Kap. III. 4.12.2) wurde bereits auf die Sonderstellung dieses Standortes hingewiesen.

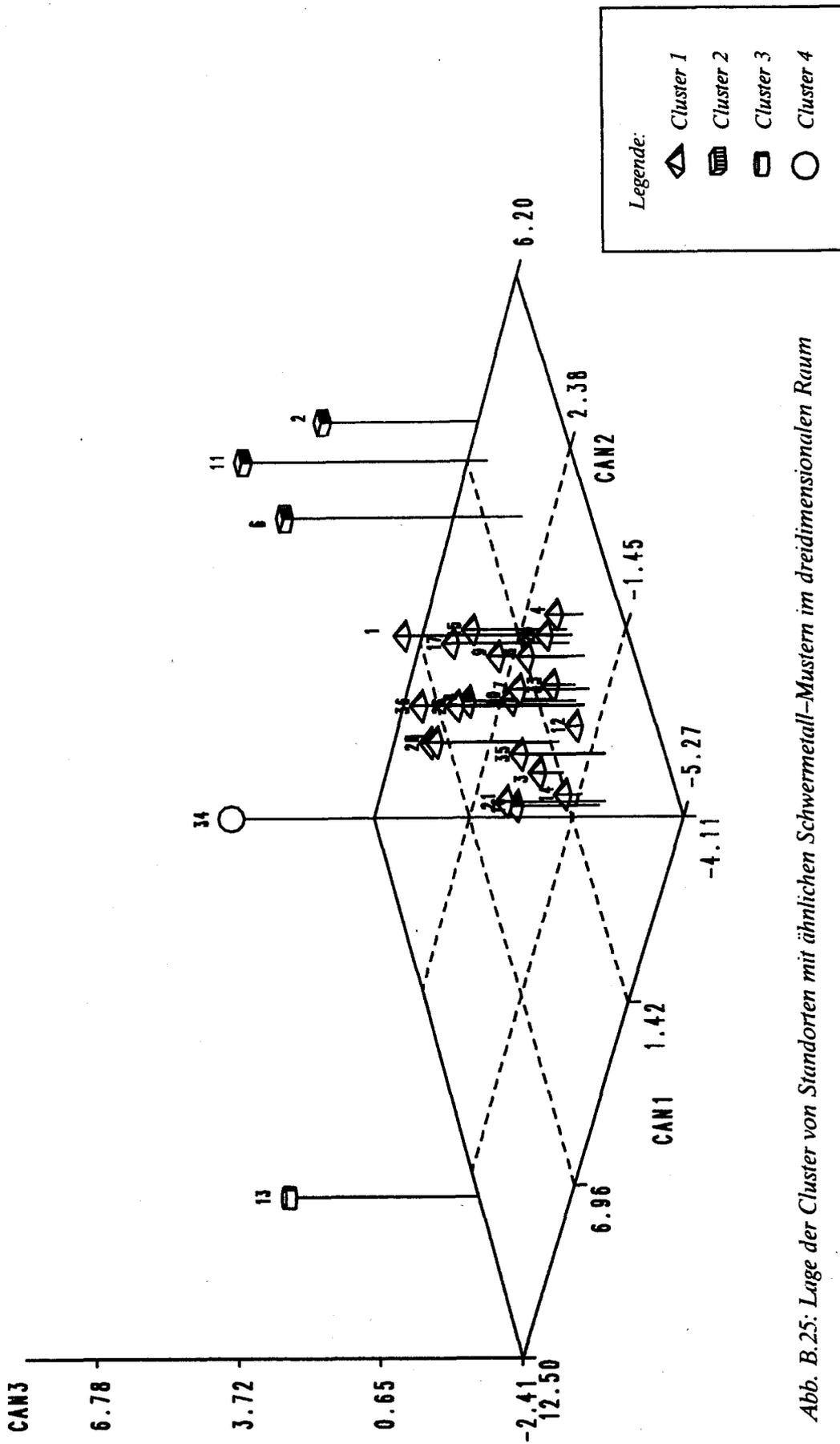


Abb. B.25: Lage der Cluster von Standorten mit ähnlichen Schwermetall-Mustern im dreidimensionalen Raum

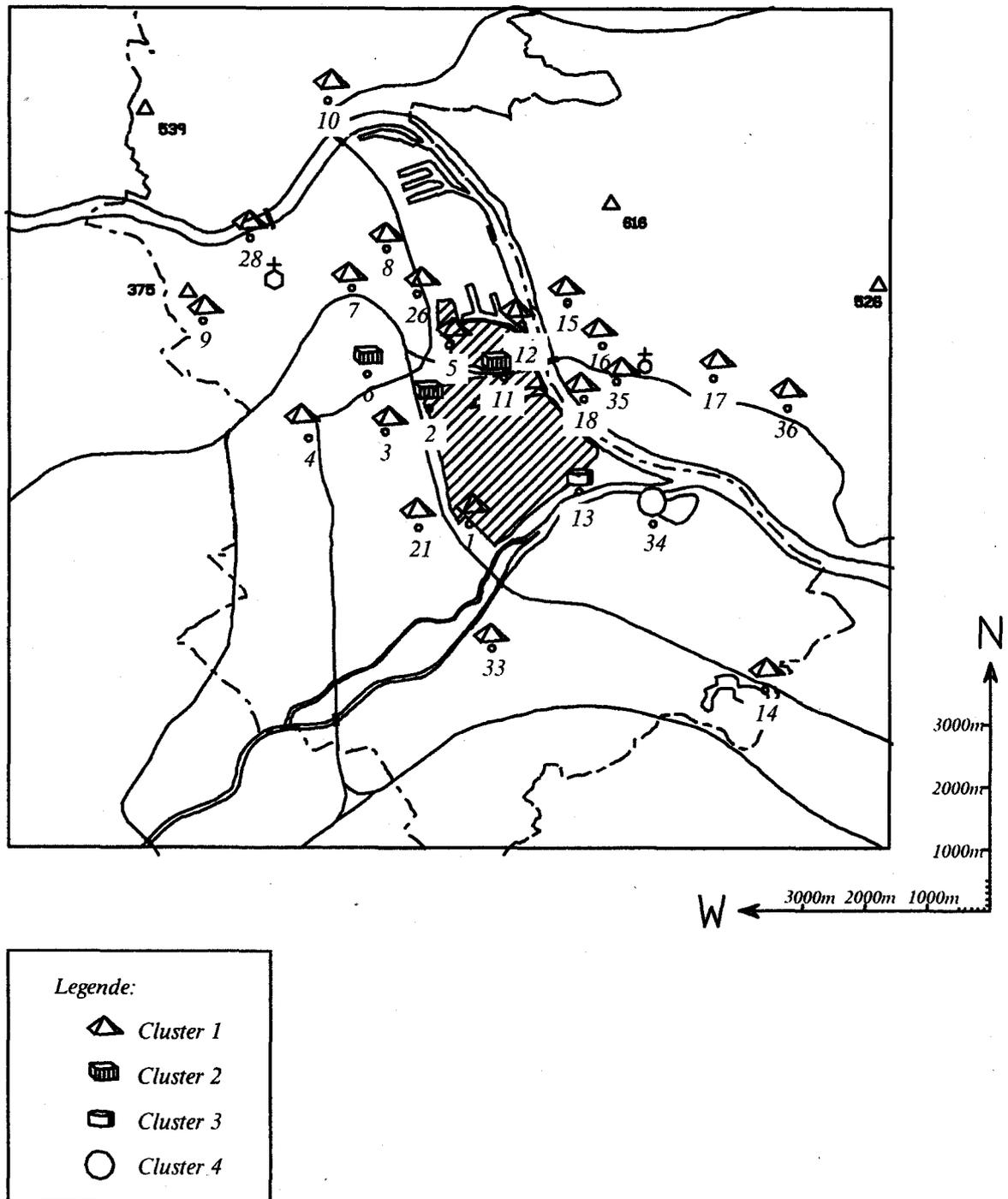


Abb. B.26: Lage der Standorte mit ähnlichen Schwermetall-Mustern im Raum Linz

Für die Variante der Clusteranalyse bei der alle untersuchten Elemente berücksichtigt wurden (15 Standorte) wurde nach Sichtung der F- und T-Werte, der Dendrogramme und der Ergebnisse der kanonischen Diskriminanz-Analyse die Bildung von fünf Clustern als optimal erachtet.

Aus Abb. B.27 ist die lagemäßige Zuordnung der Cluster in einem dreidimensionalen Raum durch die kanonische Diskriminanz-Analyse ersichtlich. Wie vorhin enthält die dreidimensionale Projektion 100 % der Varianz der Eingangsdaten.

Abb. B.27 zeigt, daß sich bei Mitberücksichtigung von Arsen und Quecksilber für einige Standorte ein etwas differenzierteres Bild als ohne deren Berücksichtigung ergibt. Dem Cluster mit den meisten Standorten wurde nun Punkt 6 zugeordnet, da sich ausschlaggebende Prozentanteile der einzelnen Elemente zum Arsen und Quecksilber hin verschoben haben, sodaß dieser Standort nun insgesamt besser in die Großgruppe im Zentrum der Abbildung paßt.

Bei den Standorten 2 und 11 war dies nicht so stark der Fall, sodaß wiederum vergleichsweise höhere Zink-, Blei- und Mangan-Anteile Anlaß zur Separierung gaben.

Standort 9 (Freinberg/Sternwarteweg) wurde in erster Linie wegen seines hohen Quecksilber-Anteiles im Muster separiert. Wie aus Kapitel III. 4.10 hervorgeht, ist dieser Standort deutlich höher mit Quecksilber belastet als die übrigen, sodaß dieses Ergebnis den Erwartungen entspricht.

Die Standorte 20 und 28 wurden wegen ihrer niedrigsten Arsen-Anteile im Muster von der großen Gruppe der relativ einheitlichen Standorte separiert. Höhere Prozentanteile für Nickel im Muster als bei den anderen Standorten stellten eine weitere Trennungsursache dar.

Standort 34 blieb wiederum ein Außenseiter. Standort 13, in der vorherigen Variante ein Ausreißer, ging hier nicht ein, da er nicht auf Arsen und Quecksilber analysiert wurde.

Insgesamt ergab sich bei beiden Varianten ein ähnliches Bild. Ein Großteil der Linzer Standorte weist relativ ähnliche Schwermetallmuster auf. Besonders hohe immissionsbedingte Anteile einzelner Schwermetalle oder besonders niedrige Anteile einzelner Schwermetalle im Muster waren für jene Standorte typisch, die diesem relativ geschlossenen Cluster nicht zugeordnet wurden.

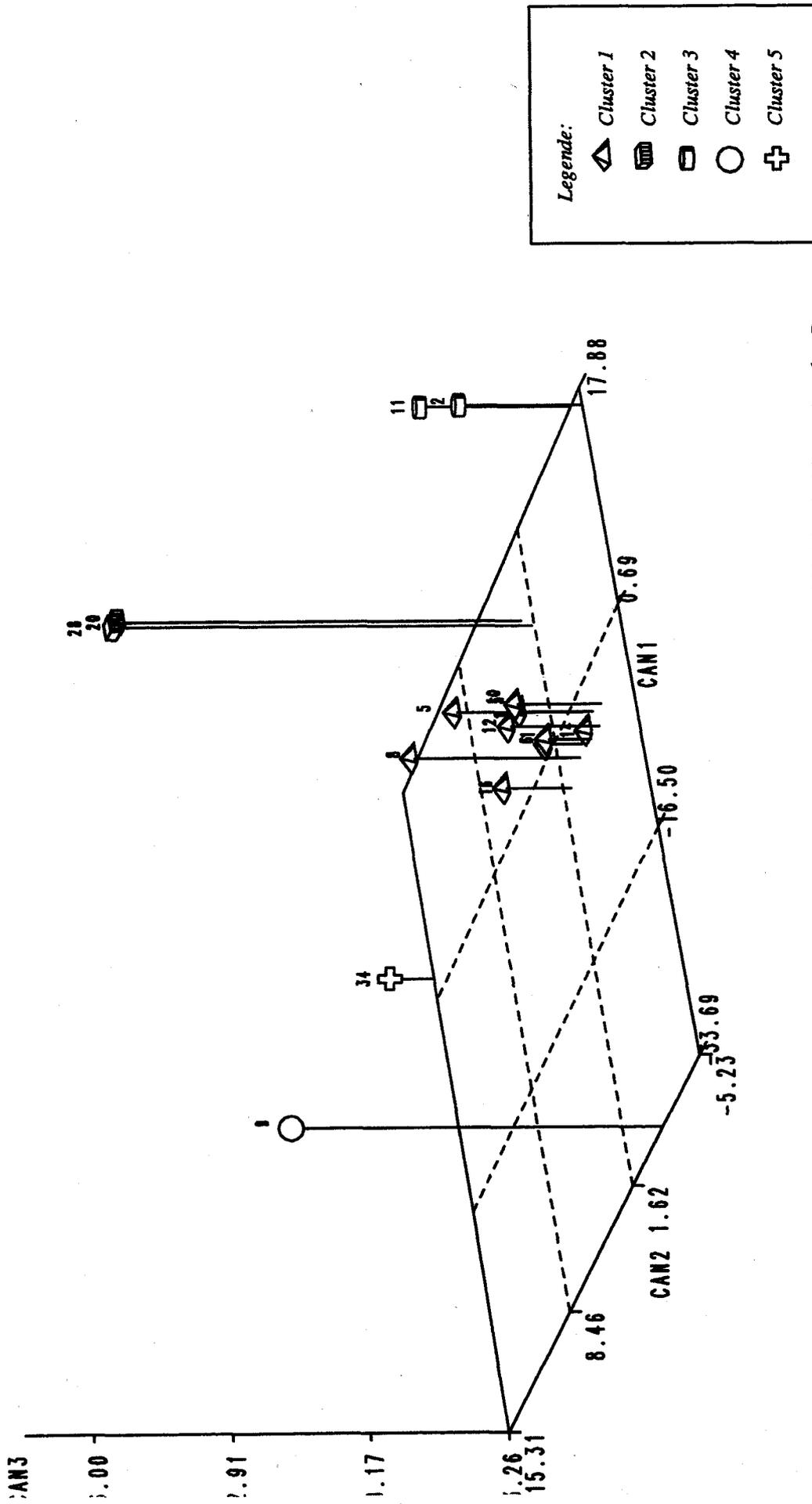


Abb. B.27: Lage der Cluster von Standorten mit ähnlichen Schwermetall-Mustern (incl. As und Hg) im dreidimensionalen Raum

III. 4.13 Zusammenfassung Schwermetalle

Die Böden von 26 Grünlandstandorten und 2 Waldstandorten im Raum Linz wurden auf die Schwermetalle Eisen, Mangan, Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium, einige ausgewählte zusätzlich noch auf die Elemente Arsen und Quecksilber, untersucht.

Dabei fielen die VÖEST-nahen Standorte durch deutliche Überschreitungen der für die Ausbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Nutzflächen gültigen Grenzwerte bei den Elementen Zink, Blei und Nickel auf. Insgesamt wurde auf diesen Standorten eine erhöhte Belastung für die Summe der Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium gefunden.

Der Vergleich mit Schwermetallgehalten der Bodenschicht 60–90 cm unter Linzer Äckern (AICHBERGER, 1989) sowie mit Mittelwerten landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs (AICHBERGER et al., 1981) ergab für die Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Cadmium und Quecksilber Hinweise einer deutlichen anthropogen bedingten Belastung von Grünlandstandorten im Raum Linz.

Die hohen Korrelationen zwischen den Gehalten an Eisen, Mangan, Zink, Blei und Chrom und das Auftreten der höchsten Werte nahe der VÖEST, lassen für

diese Elemente einen oder mehrere gemeinsame Emittenten im VÖEST-Gelände vermuten.

Mittels Clusteranalysen konnte festgestellt werden, daß ein Großteil der Linzer Standorte ein ähnliches Schwermetall-Muster aufweist. Die Standorte 2 (VÖEST Sportplatz), 11 (Kokerei) im VÖEST-Gelände und 6 (Spielplatz Pöschacherstraße) nahe der VÖEST weisen ebenfalls ein ähnliches Schwermetallmuster auf, das sich von den anderen in typischer Weise unterscheidet. Vermutlich sind Emissionen der VÖEST für das spezifisch ähnliche Schwermetall-Muster dieser drei Standorte verantwortlich.

Die Auswertung der beiden Waldstandorte ergab für alle Schwermetalle eine höhere Belastung des industrienahen Standortes 19 (Steyregg/Im Weih). Infolge der stark sauren Bodenbedingungen und des kumulativen Auftretens von mehreren Schwermetallen kann auf dem industrienahen Standort eine pflanzentoxische Beeinflussung und eine Freisetzung von Schwermetallen in das Grundwasser nicht mehr ausgeschlossen werden.

Generell sollte die Bewahrung natürlich bedingter Schwermetallgehalte im Boden Ziel des Bodenschutzes darstellen. Umso mehr gilt es, auf bereits höher belasteten Flächen weitere Schwermetalleinträge zu verhindern.

III. 5 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

III. 5.1 Allgemeines

Die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAH) sind aus mindestens drei oder mehreren kondensierten Benzolringen (manchmal mit zusätzlichen fünfgliedrigen Ringen) aufgebaut und enthalten ausschließlich Kohlenstoff- und Wasserstoffatome im Molekül.

Aufgrund der außerordentlich hohen Anzahl von in Umweltproben nachweisbaren PAH empfahl die WHO die Bestimmung von 6 Leit- bzw. Indikatorsubstanzen (in Abb. B.28 mit [WHO] gekennzeichnet), neben denen die in Abb. B.28 zusätzlich dargestellten PAH in der vorliegenden Untersuchung bestimmt wurden. Die mit PP gekennzeichneten Substanzen sind jene PAH, die in der von der US-Environmental Protection Agency (EPA) herausgegebenen Liste gefährlicher Umweltgifte, der "priority pollutants", enthalten sind.

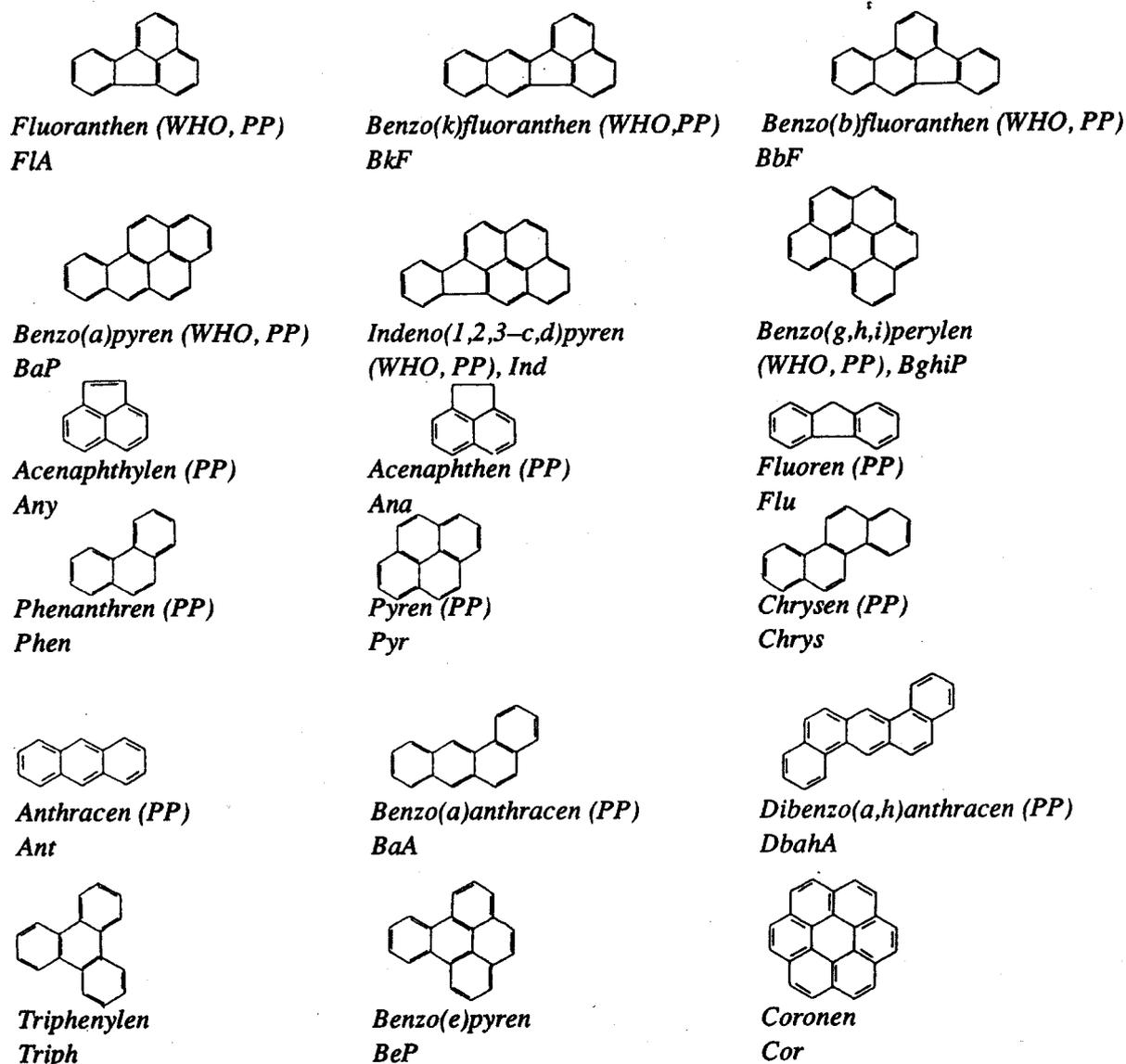


Abb. B.28: Strukturformeln, Bezeichnungen und verwendete Abkürzungen der untersuchten PAH

Zur akuten Toxizität der PAH sind relativ wenige Informationen verfügbar. Bedeutung erlangten sie deshalb, weil in Tierversuchen nachgewiesen werden konnte, daß ein Teil der PAH mehr oder weniger stark karzinogen ist. Gesichert krebsverursachend sind von den oben angeführten PAH Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)anthracen, Dibenz(a,h,)anthracen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren (IARC-Monographien, 1988). Aufgrund fehlender adäquater Daten für Menschen empfehlen die Autoren, jene PAH, für deren krebs erzeugende Wirkung im Tierversuch ausreichende Beweise vorliegen, im praktischen Gebrauch so zu behandeln, als wenn sie ein krebsverursachendes Risiko beim Menschen darstellen würden.

Es wird nur eine geringe Anzahl von PAH in reiner Form für industrielle Zwecke synthetisiert (KOCH, 1989). Hauptsächlich stellen PAH jedoch "unerwünschte Nebenprodukte" dar, die bei unvollständiger Verbrennung und bei Pyrolyseprozessen von organischem Material, das Kohlenstoff und Wasserstoff enthält, entstehen (HUTZINGER, 1980).

Die Vielzahl möglicher Emittenten gestattet kaum eine exakte Quantifizierung der PAH-Emissionen. Als wesentliche Quellen werden jedoch der Hausbrand, kalorische Kraftwerke, der Kfz-Verkehr und industrielle Anlagen, im besonderen Kokereien, Gaswerke und Raffinerien in der Literatur erwähnt.

Weitere Quellen, die je nach Ursache anthropogen oder natürlich sein können, stellen Waldbrände und offene Feuer auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (z.B. Strohverbrennung) dar.

ORTHOFFER und VESELY (1990) schätzten, daß die PAH-Emissionen in Österreich im wesentlichen aus der Emittentengruppe Kleinf Feuerungen (60 %),

KFZ-Verbrennungsmotoren (19 %), Strohverbrennung auf den Feldern (14 %) und Koksherstellung (8 %) kommen. Obwohl die Kokserzeugung nur 8 % der PAH-Emissionen in Österreich ausmacht, ist zu berücksichtigen, daß sich diese Emissionen auf einen einzigen Betrieb konzentrieren (Kokerei Linz), weshalb es hier lokal überaus hohe Emissionsdichten und erhebliche Luftbelastungen gibt.

Die PAH-Emissionen aus den kalorischen Kraftwerken machen in Österreich einen nur geringen Anteil aus.

PAH sind ubiquitär nachzuweisen, die Belastungen der Umweltkompartimente in Ballungsgebieten und in der Nähe von Emittenten sind jedoch um ein Vielfaches höher. Eine entsprechende Zusammenstellung über PAH-Gehalte der Luft, im Boden und in der Vegetation aus den unterschiedlichsten Untersuchungen findet sich bei EDWARDS (1983). Er gibt Gehalte von Benzo(a)pyren (BaP) in Böden weltweit von 0,1 bis 1,0 mg/kg an, die PAH-Summen-Gehalte (5-20 PAH) liegen ca. um das Zehnfache höher. In anthropogen unbelasteten Gebieten liegen die BaP-Bodengehalte zwischen 0,001 und 0,01 mg/kg.

Der Eintrag von PAH in den Boden findet vorrangig über die Sedimentation bzw. Deposition von mit PAH beladenen Aerosolteilchen statt.

Die im Verlauf einer unvollständigen Verbrennung gebildeten PAH werden größtenteils an Rußpartikeln adsorbiert und mit ihnen emittiert. Zu einem mehr oder weniger großen Anteil sind sie auch gasförmig in der Atmosphäre enthalten. Dieser Anteil steigt parallel mit zunehmender Temperatur und ist außerdem bei PAH mit hohem Dampfdruck (drei bis vier Ringe) größer als bei denjenigen mit fünf oder mehr Ringen (UMWELTBUNDESAMT Berlin, 1979).

Im Boden werden die PAH in den obersten Profilschichten angereichert (BRÜNE, 1985), wobei sie nach LITZ und BLUME (1989) durch Humus sehr stark gebunden werden und eine sehr geringe Löslichkeit im Boden aufweisen.

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. Nach Modellrechnungen von HERRMANN (1987) ist Benzo(a)pyren nahezu immobil im Boden/Grundwassersystem.

Neuere Untersuchungen zum PAH-Transfer Boden/Pflanze kamen zu dem Schluß, daß ein Zusammenhang zwischen den Gehalten in der Pflanze und den Gehalten im Boden kaum erkennbar ist (vgl. u.a. HEMBROCK-HEGER und KÖNIG, 1990; WITTE et al., 1989). Sie deuten außerdem darauf hin, daß Kontaminationen durch Luftverunreinigungen die überwiegende Ursache erhöhter PAH-Pflanzengehalte darstellen.

FRITZ (1983) konnte jedoch in Modellversuchen feststellen, daß aus Sandböden mit normalem Humusgehalt ab einer Konzentration von 1 mg BaP/kg ein zum Teil erheblicher Übergang in Wurzel- und Blattgemüse möglich ist.

TIEFENBACHER et al. (1983) konnten in Modellversuchen mit Gerstpflanzen keine nennenswerte Aufnahme von BaP in Halme und Blätter aus dem Boden feststellen.

Insgesamt sind die Befunde der Modellversuche zur quantitativen Pflanzenaufnahme und Translokation von PAH aus dem Boden – wenn auch überwiegend negativ – in gewisser Weise widersprüchlich. Weiterer Forschungsbedarf besteht, um diese Frage eindeutiger zu klären.

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

Tab. B.5: PAH-Richtwerte des Holländischen "Leitfadens Bodensanierung"

	A	B	C
	(in mg/kg)		
PAH (gesamt)	1	20	200
Benz(a)pyren	0,1	1	10
Fluoranthren	0,1	10	100
Anthracen	0,1	10	100
Phenanthren	0,1	10	100
Pyren	0,01	5	50

Dabei bedeuten:

- A Referenzwert
- B Richtwert für eine nähere Untersuchung
- C Richtwert für eine Sanierungsuntersuchung

Zur näheren Erläuterung dieser Werte sei VAN LIDTH DE JEUDE (1985) zitiert: Die Werte der *Kategorie A* können als indikative Konzentrationsniveaus betrachtet werden, unter denen nicht von einer nachweisbaren Verunreinigung die Rede ist.

Wenn die Orientierungsuntersuchung gezeigt hat, daß die Konzentration eines oder mehrerer verunreinigender Stoffe den *Richtwert B* an einer oder mehreren Stellen übersteigt, wird im Bewertungsrahmen davon ausgegangen, daß sich ein Gefährdungsrisiko für Mensch oder Umwelt ergeben könnte. Bei der Bewertung spielen die örtliche Verunreinigungssituation und die Nutzung des Bodens mit eine Rolle. Bei Überschreitung dieses Richtwertes ist auf jeden Fall eine (nähere) Untersuchung erwünscht.

Richtwert C ist als Niveau zu betrachten, bei dessen Überschreitung eine Sanierungsuntersuchung bzw. Sanierung

kurzfristig durchgeführt wird, nachdem die nähere Untersuchung abgeschlossen wurde.

Die Sanierungsuntersuchung soll die Art der Sanierung klären. Auch hier spielt bei der Bewertung der Dringlichkeit von Maßnahmen die örtliche Verunreinigungssituation sowie die Nutzung des Bodens eine Rolle.

Bei der zeitlichen Dringlichkeit von weiteren Maßnahmen werden jene Flächen in den Vordergrund gestellt, bei welchen ein direkter Kontakt mit dem verunreinigten Boden stattfindet oder möglich ist.

III. 5.2 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in Grünlandböden des Raumes Linz

III. 5.2.1 PAH gesamt

Die Untersuchung von Luftproben des Raumes Linz auf PAH (20 Substanzen) zeigte, daß die jeweils windabwärts der Industrie gelegenen Stationen im Mittelwert etwas mehr als doppelt so hoch mit BaP belastet waren als dem urbanen Background von Linz entspricht (JAKLIN et al., 1988), (vgl. auch Kap. A.VII.3.1). Die zusätzliche PAH-Belastung der Linzer Luft durch die Industrie konnte nachgewiesen werden. Ein Vergleich der PAH-Profile für Linz und Wien ergab signifikante Unterschiede, was auf die unterschiedliche Emittentensituation der beiden Städte zurückgeführt wurde. Insbesondere bei PAH, die typisch für Kokereien und Kohleheizungen sind, konnten in der Linzer Luft gegenüber Wien erhöhte Werte festgestellt werden.

In der vorliegenden Untersuchung bezieht sich die Summe der PAH, wie

bereits in III. 5.1 dargelegt, auf die Gehaltssumme von 18 Substanzen.

Wie aus Abb. B.29 ersichtlich, liegen fast alle für Linzer Grünlandböden gemessenen Werte über dem Referenzwert der "Holländischen Liste" von 1 mg/kg. Der *Mittelwert* der gemessenen PAH-Konzentrationen liegt bei 5,81 mg/kg TS. Der *Median* beträgt 1,45 mg/kg TS (0,28 – 79,0 mg/kg TS, n = 26). Der *Referenzwert* des Standortes 20 (Kirchschlag) beträgt 0,61 mg/kg und liegt damit in der erwarteten Größenordnung.

Erwartungsgemäß deutlich erhöht sind die PAH-Gehalte der Standorte im Stadtgebiet bzw. nahe der Industrie. Die beiden höchsten Werte wurden im Boden der Standorte 11 (Kokerei) und 6 (Spielplatz Poschacherstraße) gemessen. Beide Werte liegen bereits im Bereich, der für eine "nähere Untersuchung" angegeben wird (Erläuterung in III. 5.1). Der außerordentlich hohe Gehalt des Standortes 11 von 79 mg/kg TS deutet auf den vorrangigen Einfluß der Kokerei hin. Nach einer Zusammenstellung von BORGMANN et al. (1987) liegen die PAH-Gesamtgehalte in Böden von drei deutschen Kokereien bei 50 mg/kg, 958 mg/kg und 2.100 mg/kg. Der PAH-Gehalt im Boden neben der Linzer Kokerei liegt somit in einem für derartige Standorte typischen Bereich und verdeutlicht einmal mehr, daß Kokereien bedeutende PAH-Emittenten darstellen. Dieser Standort liegt jedoch im eingezäunten Industriebereich und unterliegt keiner anderen Nutzung als der eines Industriestandortes.

Problematischer – wenn auch geringer – ist der PAH-Gehalt des Standortes 6. Der Bodengehalt liegt hier mit 24,4 mg PAH/kg TS ebenfalls im Bereich für eine "nähere Untersuchung" nach der Holländischen Liste. Verschärfend wirkt sich

noch dazu aus, daß es sich hier um einen Kinderspielplatz handelt.

Am Spielplatz spielende Kinder können über den Hand-zu-Mund-Kontakt oral Boden – und damit PAH – aufnehmen. Nach neueren Untersuchungen geht die US-Environmental Protection Agency (EPA) von einer oralen Aufnahme von Bodenmaterial von 200 mg/Tag bei Kleinkindern aus (cit. in EIKMANN et al., 1989). Dies würde im Falle des Standortes 6 bedeuten, daß dort spielende Kinder ca. 5 µg PAH/Tag (Summe von 18 PAH) durch Verschlucken von Boden aufnehmen könnten. KOCH (1989) gibt auf Grund der in abiotischen und biotischen Umweltstrukturen analysierten Benz(a)pyren-Konzentrationen sowie des geschätzten Gesamt-PAH-Gehaltes von Wasser, Luft und Nahrungsmitteln folgende Expositionen an Gesamt-PAH für den Menschen an (in µg pro Person und Tag):

Wasser	0,027
Luft	0,164 – 0,251
Nahrungsmittel	1,6 – 16,0

Nach PFANNHAUSER (1990) werden in Österreich durchschnittlich 3,4 µg PAH (16 Substanzen) pro Person und Tag (0,706 – 15,577) mit der Nahrung aufgenommen.

Auch wenn die oben angeführten Werte grobe Berechnungen darstellen, wird im Vergleich mit der vorher berechneten PAH-Aufnahme durch Bodeningestion ersichtlich, daß im Falle des Standortes 6 am Spielplatz spielende Kinder einer nicht zu vernachlässigenden zusätzlichen PAH-Belastung ausgesetzt sind. Würde man nach SCHLIPKÖTER et al. (1988) ein in Einzelfällen mögliches Verschlucken von 1 g Boden/Tag im Freien spielender Kinder annehmen, so läge die zusätzliche PAH-Belastung dadurch sogar bei 24,4 µg/Tag. Unter dem

Gesichtspunkt, daß es sich hier um überwiegend krebsverursachende Schadstoffe handelt und die Exposition von Menschen gegenüber diesen Stoffen möglichst gering gehalten werden sollte, ist die Bodenbelastung des Standortes 6 als kritisch zu beurteilen.

Da sich im unmittelbaren Umfeld keine landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Flächen befinden, ist eine Belastung von angebauten Lebensmitteln von vorneherein auszuschließen.

Grundsätzlich sollte jedoch berücksichtigt werden, daß Lebensmittel, die in Ballungszentren bzw. in der Nähe bekannter Emittenten angebaut werden, deutlich höher mit PAH belastet sein können (vgl. Untersuchungen von WOIDICH et al., 1981, in Linz, Wien und ländlichen Gebieten Österreichs).

Aufgrund der PAH-Belastung des Standortes 6 wurden in der Folge weitere Grünlandstandorte westlich der Kokerei auf ihre Bodenbelastung mit PAH untersucht. Zusätzlich wurde auf Standort 6 ein Tiefenprofil getrennt nach den Schichten 0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm und 20–30 cm auf PAH analysiert.

Die PAH-Bodenbelastungen der zusätzlich untersuchten Grünlandstandorte im Vergleich zu den PAH-Bodengehalten der Standorte 6 und 11 sind der Abb. B.30 und der Tab. B.6 zu entnehmen. Wie ersichtlich, weisen die zusätzlich untersuchten Standorte 6 A, 6 B und 6 C ähnlich hohe PAH-Gehalte wie Standort 6 auf. Die Region unmittelbar westlich der Kokerei scheint somit generell höhere PAH-Bodenbelastungen aufzuweisen (vgl. mit Abb. B.29). Von diesen fünf höher belasteten Standorten des Raumes Linz weist Standort 6 (Spielplatz Poschacherstraße) den höchsten PAH-Gehalt außerhalb des Industriegebietes auf. Die Auswertung des Tiefenprofils ergab, daß die PAH-Gehalte dieses Standortes

mit der Tiefe stetig zunehmen und in der Schicht von 20 – 30 cm bereits 45,3 mg/kg (Summe aus 18 PAH) betragen. In Böden, die über PAH-Immissionen aus der Luft belastet werden, reichern sich die PAH in der Regel in den obersten Zentimetern an, und die Gehalte nehmen mit der Tiefe deutlich ab (vgl. u.a. KODAMA et al., 1988; BUTLER et al., 1984). Standort 6 dürfte daher zusätzlich zur Beeinflussung durch die Kokerei vorrangig durch andere Ursachen mit PAH kontaminiert worden sein, die es zu klären gilt.

Zur genaueren Klärung des Belastungsmaßes und des Sanierungsbedarfes wurde daraufhin vom Magistrat Linz eine rasterartige Untersuchung der PAH-Bodenbelastung auf dem gesamten Spielplatzgelände Poschacherstraße (Standort 6) und dem angrenzenden Kindergartengelände (Standort 6A) in Auftrag gegeben.

Bei den Untersuchungen der beauftragten Firma wurden künstliche Auffüllungen unter einer Bodentiefe von 0,3 m auf diesem Gelände angetroffen. Das aufgebrachte Material besteht aus Bauschutt, Schlacke und Aschenresten und dürfte noch vor 1960 aufgefüllt worden sein. Im Jahre 1960 wurde eine Humusschicht aufgebracht, die gegenwärtig stark mit ihrer Unterlagerung vermischt ist.

Insgesamt wurden 133 Einzelproben getrennt auf PAH analysiert, wobei die Analysenwerte punktuelle Einzelwerte darstellen. Die Auswertung ergab auf beiden Flächen eine starke Streuung der summarischen PAH-Gehalte (16 PAH nach EPA) in der oberflächennahen Bodenschicht (0–0,4 m). Extreme Spitzenwerte lagen bei 806,9 und 1.209,9 mg/kg (Summe von 16 PAH) und wurden nur in der obersten Bodenschicht gefunden. Der Mittelwert der im Oberboden des Spielplatzes gefundenen PAH-Gehalte

(Summe der 16 PAH) lag bei 79 mg/kg und der Median bei 27 mg/kg. Der Mittelwert der im Oberboden des Kindergartengeländes gefundenen PAH-Gehalte (Summe der 16 PAH) lag bei 233 mg/kg und der Median bei 71 mg/kg.

Die Analysenergebnisse aus der schichtweisen Beprobung ein und derselben Meßstelle lassen keinen einheitlichen Trend bezüglich der Gesamtbelastung erkennen. Einmal waren die PAH-Gehalte in der Humusschicht, ein andermal im darunterliegenden mittleren Tiefenbereich (0,4 – 0,7 m) höher.

Vergleiche der Verteilungsmuster der PAH-Einzelkomponenten lassen aufgrund geringer Schwankungen auf der Kindergartenfläche auf eine einheitliche Kontaminationsquelle für diese Fläche schließen. Die Schwankungen der Verteilungsmuster auf dem Spielplatzgelände lassen auf eine unterschiedliche Entstehungsgeschichte und damit Herkunft der PAH-Kontaminationen und/oder auf heterogene Bedingungen, die Veränderungsprozesse im PAH-Verteilungsmuster regeln, schließen (KLEINLE und GSELLMANN, 1991).

Aufgrund der in dieser Untersuchung gefundenen einzelnen Spitzenwerte und der durchschnittlichen PAH-Belastung, besteht auf den beiden Flächen 6 und 6A dringender Sanierungsbedarf, da es sich um ein sensibel genutztes Gelände handelt (Gefahr erhöhter PAH-Aufnahme durch Hand-zu-Mund-Kontakt von im Freien spielenden Kindern). Diese beiden Flächen wurden vorerst für die Öffentlichkeit gesperrt.

Die Unterschiede zwischen den in dieser Untersuchung und den in der vorliegenden Untersuchung gefundenen mittleren Gehalten könnten durch die unterschiedliche Beprobungsart, Beprobungstiefe und Analysenmethode bedingt sein.

Offen bleibt die Frage nach den Verursachern der PAH-Belastung auf den Standorten 6 und 6 A sowie 6 B und 6 C und inwieweit Emissionen der Kokerei für höhere PAH-Gehalte in den Böden der Region westlich der Kokerei verantwortlich sind.

Im Vergleich zum Referenzwert des Standortes 20 (Kirchschlag) bzw. zum Referenzwert der "Holländischen Liste" weisen die Standorte 1, 2, 5, 7, 18, 26, 28 und 34 im städtischen Bereich bzw. im Nahbereich der Industrie erhöhte Gehalte auf (Abb. B.29).

Deutlich niedriger sind die PAH-Gehalte der Grünlandstandorte im Süden des Stadtgebietes, am Standort 10 nördlich der Donau und in Steyregg, östlich des Industriegebietes. Die Standorte der beiden erstgenannten Regionen liegen in dünner besiedeltem Gebiet, sodaß hier mit geringeren Emissionen aus dem Hausbrand zu rechnen ist. Aber auch von den Emissionen aus der Industrie bleiben diese Gebiete weitgehend verschont (vgl. A.III). Erstaunlich ist, daß in Steyregg, das der Hauptwindrichtung folgend genau östlich der Kokerei liegt, keine höheren PAH-Gehalte auftreten.

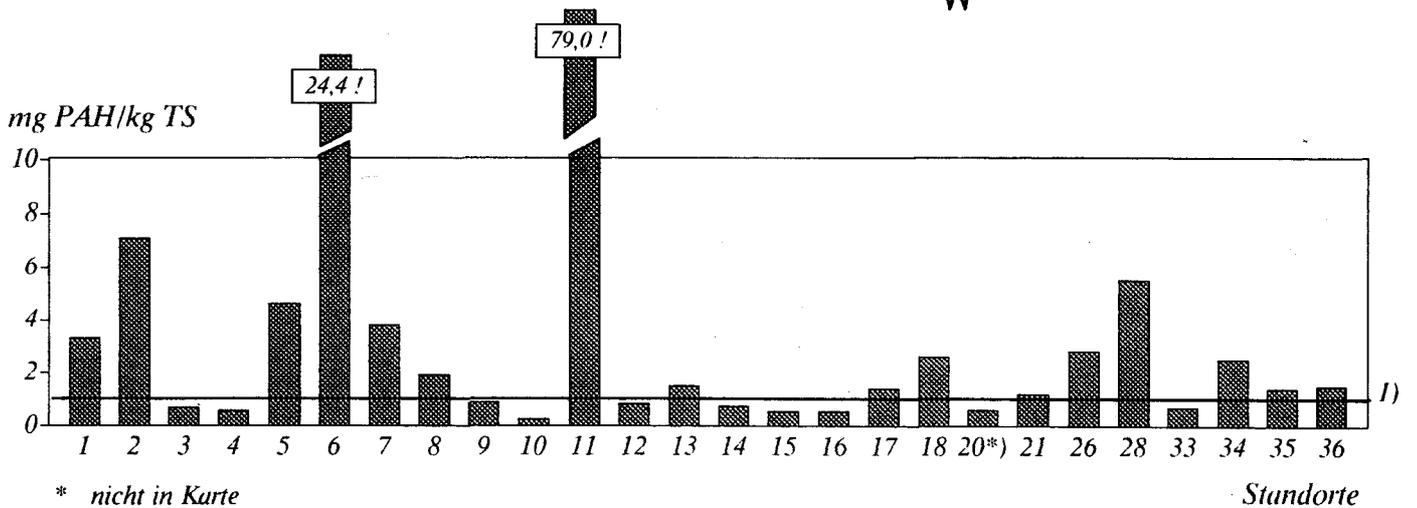
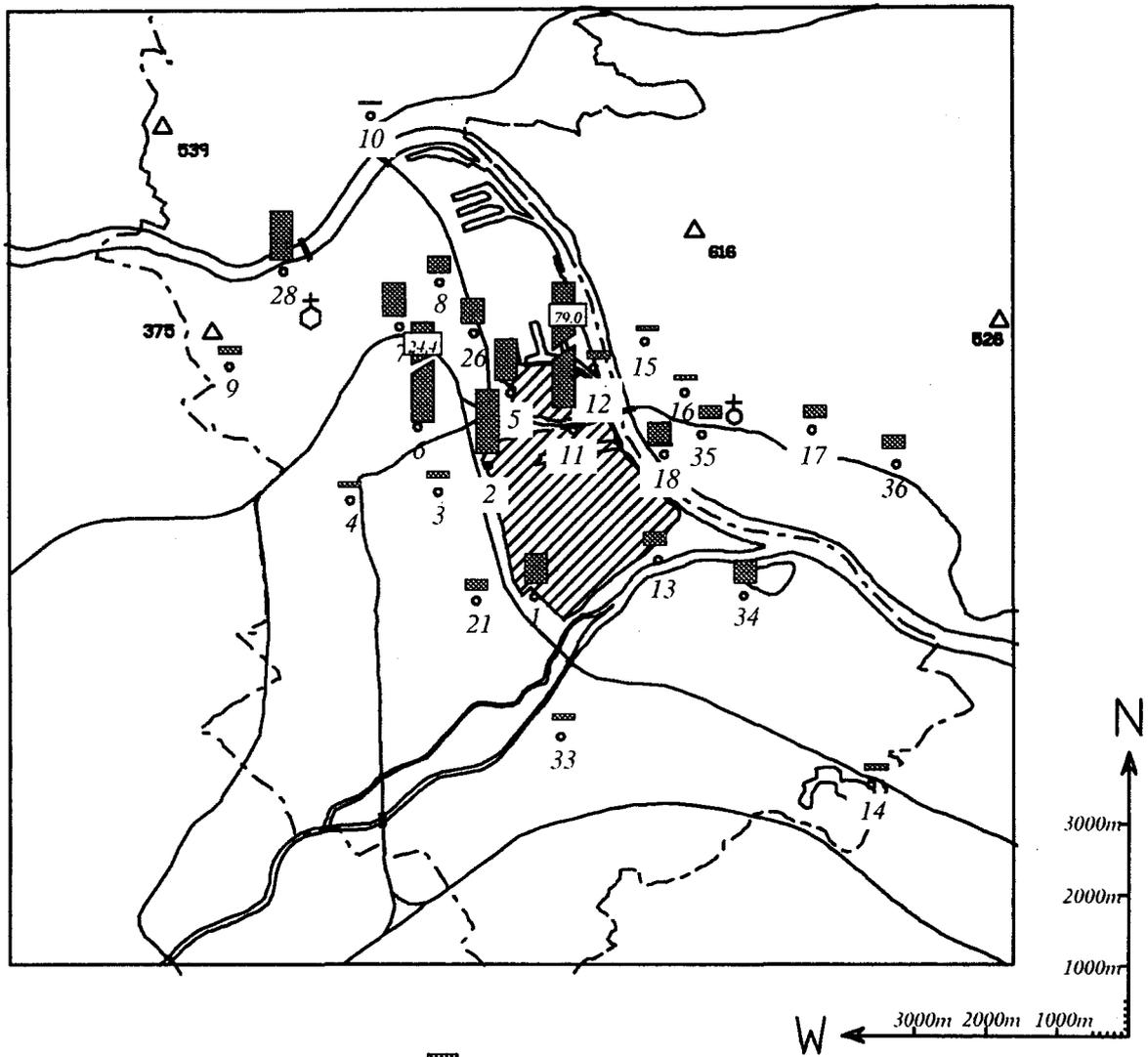
Ein Vergleich der im Raum Linz gefundenen PAH-Summengehalte mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen ist aus folgenden Gründen nicht ohne weiteres möglich: Häufig ist nicht angegeben, auf wieviele und vor allem auf welche PAH sich die Summengehalte beziehen. Zwischen den angewandten analytischen Verfahren können erhebliche Unterschiede hinsichtlich der gefundenen PAH-Gehalte bestehen. Unterschiedliche Beprobungstiefen (größer als 0 – 5 cm) erschweren eine Vergleichbarkeit,

da sich PAH bei Eintrag aus der Luft in den obersten Zentimetern des Bodens anreichern und daher die PAH-Gehalte des Bodens mit zunehmender Beprobungstiefe abnehmen (vgl. KODAMA et al., 1988; BUTLER et al., 1984). Trotz der oben genannten Erschwernisse einer Vergleichbarkeit werden nachfolgend PAH-Bodengehalte aus anderen Untersuchungen angeführt, um zumindest eine grobe Einordnung der in Linz gefundenen Gehalte zu ermöglichen. Ein Vergleich der Gehalte der Leitsubstanz BaP mit Literaturdaten wird im folgenden Kapitel gegeben.

KASPEROWSKI und FRANK (1989) fanden im Oberboden von Grünlandstandorten entlang der Tauernautobahn PAH-Gehalte (15 Substanzen) von 0,093 bis 0,521 mg/kg. Die untersuchten Substanzen entsprachen weitgehend denen der vorliegenden Untersuchung.

Die PAH-Gehalte (16 Substanzen) von Acker- bzw. Gartenböden (0 – 20 cm) in der Nähe eines Holzimprägnierungsbetriebes in Schrauding (Steiermark) lagen zwischen 0,085 und 0,915 mg/kg. Am Wiener Stadtrand wurden hingegen 0,883 bzw. 5,592 mg PAH/kg festgestellt (RISS, 1989). Die untersuchten Substanzen entsprachen wiederum weitgehend jenen der vorliegenden Untersuchung.

BOOS et al. (1990) fanden im Gemeindegebiet von Steyregg PAH-Gehalte (27 Substanzen) in Grünlandböden (0 – 10 cm) zwischen 0,12 und 1,92 mg/kg. Die festgestellten PAH-Gehalte der vorliegenden Untersuchung für dieses Gebiet liegen in vergleichbaren Größenordnungen, sodaß die beiden Untersuchungen gute Übereinstimmung zeigen (vgl. mit Abb. B.29).



* nicht in Karte

1) Referenzwert (1 mg/kg)

Richtwert für eine nähere Untersuchung (20 mg/kg)
(aus Leitfaden Bodensanierung, Niederlande 1988)

Abb. B.29: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (Summe von 18 PAH in mg/kg)

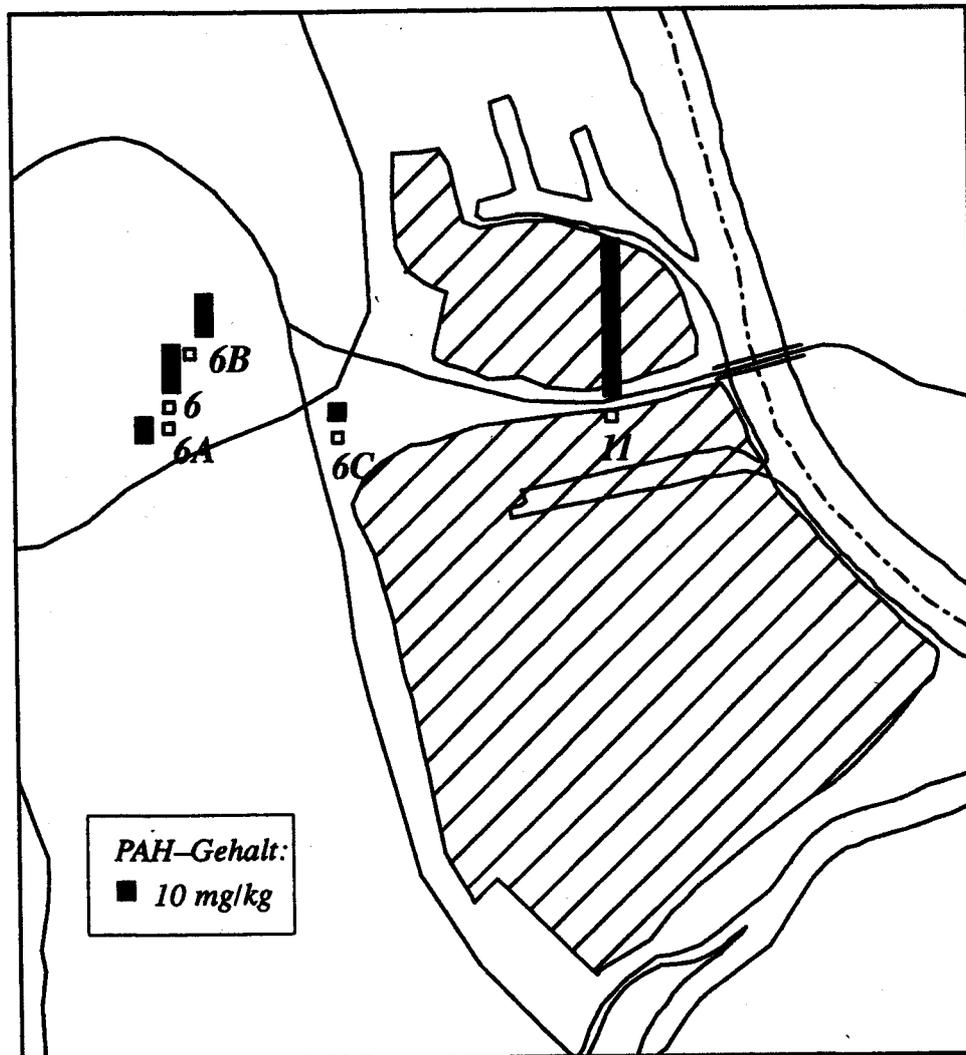


Abb. B.30: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in Grünlandböden (0–5 cm) der höherbelasteten Standorte des Raumes Linz (Summe von 18 PAH)

Tab. B.6: PAH-Gehalte (Summe von 18 PAH) und BaP-Gehalte der höher belasteten Standorte im Raum Linz (in mg/kg)

Standorte	6	6A	6B	6C	11
PAH-Summe	24,4	13,3	21,5	9,0	79,0
BaP	0,99	0,62	0,96	0,43	4,6

Tab. B.7: PAH-Gehalte der Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

Standort	Any	Ana	Flu	Phen	Ant	FlA	Pyr	Triph	BaA	Chrys	BeP	BbF	BkF	BaP	DbaIA	BghiP	Ind	Cor	ΣPAH
1	<0,01	<0,01	<0,01	0,07	0,03	0,65	0,52	0,07	0,21	0,03	0,25	0,33	0,15	0,14	<0,01	0,28	0,29	0,23	3,3
2	<0,01	0,01	0,03	0,18	0,08	1,3	0,96	0,14	0,43	0,05	0,73	0,74	0,27	0,29	0,08	0,62	0,74	0,49	7,1
3	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,12	0,10	0,02	0,01	<0,01	0,07	0,08	0,03	0,04	<0,01	0,06	0,07	0,08	0,70
4	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,09	0,08	0,02	0,04	<0,01	0,02	0,06	0,03	0,02	<0,01	0,06	0,07	0,07	0,57
5	<0,01	<0,01	<0,01	0,09	0,04	0,77	0,59	0,12	0,26	0,04	0,39	0,54	0,21	0,22	<0,01	0,44	0,54	0,31	4,6
6	0,03	0,05	0,26	0,63	0,26	5,9	3,3	0,61	1,9	0,15	2,3	2,2	0,96	0,99	<0,01	1,5	2,4	0,96	24,4
6A	<0,01	0,05	0,06	0,22	0,13	2,5	1,9	0,26	1,2	0,09	1,1	1,4	0,51	0,62	0,04	1,1	1,1	0,99	13,3
6B	<0,01	0,07	0,32	0,86	0,38	4,8	3,2	0,40	1,6	0,14	1,7	1,9	0,75	0,96	0,11	1,4	1,7	1,2	21,5
6C	0,03	<0,01	0,08	0,19	0,12	1,3	1,0	0,18	0,64	0,06	1,1	1,0	0,38	0,43	<0,01	0,78	1,1	0,57	9,0
7	<0,01	<0,01	<0,01	0,08	0,04	0,78	0,60	0,10	0,26	0,03	0,20	0,40	0,17	0,13	<0,01	0,33	0,30	0,35	3,8
8	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,02	0,35	0,25	0,04	0,11	0,01	0,09	0,20	0,08	0,08	<0,01	0,17	0,24	0,17	1,9
9	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,16	0,13	0,03	0,06	0,01	0,08	0,10	0,04	0,04	<0,01	0,07	0,08	0,07	0,89
10	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	0,05	0,01	0,02	<0,01	0,03	0,03	0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,02	0,03	0,28
11	0,13	0,25	0,55	1,9	1,4	14,2	11,9	1,6	2,0	0,61	6,4	9,7	3,9	4,6	0,09	6,2	8,0	5,6	79,0
12	<0,01	<0,01	0,01	0,03	0,01	0,18	0,11	0,02	0,05	<0,01	0,05	0,09	0,03	0,03	<0,01	0,08	0,09	0,06	0,84
13	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	0,02	0,33	0,24	0,02	0,04	0,01	0,09	0,16	0,07	0,06	<0,01	0,14	0,17	0,11	1,5
14	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,11	0,09	0,02	0,03	<0,01	0,06	0,09	0,04	0,02	<0,01	0,08	0,10	0,09	0,75
15	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,10	0,06	0,01	0,02	<0,01	0,03	0,08	0,03	0,01	<0,01	0,05	0,06	0,08	0,55
16	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,09	0,06	0,01	0,04	<0,01	0,06	0,07	0,03	0,03	<0,01	0,05	0,04	0,06	0,55
17	0,02	<0,01	<0,01	0,03	0,01	0,29	0,23	0,03	0,08	0,02	0,08	0,12	0,05	0,05	<0,01	0,13	0,17	0,11	1,4
18	<0,01	<0,01	0,02	0,05	0,03	0,46	0,25	0,05	0,17	0,02	0,23	0,24	0,09	0,14	0,03	0,26	0,29	0,25	2,6
20	<0,01	<0,01	0,02	0,02	<0,01	0,10	0,07	0,02	0,04	<0,01	0,05	0,06	0,02	0,03	<0,01	0,06	0,07	0,05	0,61
21	0,02	<0,01	<0,01	0,02	0,01	0,20	0,17	0,03	0,08	<0,01	0,07	0,11	0,05	0,06	<0,01	0,14	0,13	0,13	1,2
26	0,02	<0,01	0,01	0,05	0,02	0,52	0,39	0,06	0,22	0,02	0,26	0,22	0,10	0,12	0,02	0,25	0,29	0,23	2,8
28	<0,01	<0,01	0,03	0,13	0,06	1,1	0,86	0,10	0,58	0,04	0,43	0,44	0,21	0,23	0,02	0,42	0,50	0,37	5,5
33	<0,01	<0,01	0,01	0,02	<0,01	0,14	0,10	0,02	0,04	<0,01	0,06	0,08	0,03	0,02	<0,01	0,07	0,07	0,05	0,71
34	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,02	0,47	0,38	0,05	0,17	0,02	0,22	0,24	0,10	0,12	0,02	0,23	0,28	0,17	2,5
35	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,01	0,27	0,20	0,03	0,09	0,01	0,11	0,14	0,05	0,07	0,01	0,14	0,17	0,10	1,4
36	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,01	0,24	0,16	0,04	0,05	<0,01	0,14	0,19	0,06	0,04	<0,01	0,15	0,19	0,18	1,5

III. 5.2.2 Benzo(a)pyren (BaP)

Benzo(a)pyren wird häufig als die "Leitsubstanz" für PAH bezeichnet. Es stellt jedenfalls den am meisten untersuchten PAH dar; dies deshalb, da es sehr stark karzinogen, schon lange bekannt und in Umweltproben gut nachweisbar ist. Aus diesen Gründen und da in der Summe der PAH auch Substanzen enthalten sind, die toxikologisch weniger relevant sind, soll BaP auch in der vorliegenden Arbeit gesondert behandelt werden. Da BaP eine sehr hohe Korrelation mit der Summe der PAH aufweist (vgl. B.III. 5.4), ist sie als Leitsubstanz für die PAH-Belastung geeignet.

Ähnlich wie bei der Summe der PAH liegen auch einige BaP-Gehalte der Grünlandstandorte im Raum Linz über dem Referenzwert der "Holländischen Liste" (siehe Abb. B.31). Der *Mittelwert* der gemessenen BaP-Konzentrationen beträgt *0,29 mg/kg*, der *Median* *0,06 mg/kg* ($< 0,01 - 4,6 \text{ mg/kg}$, $n = 26$) und der *Referenzwert* des Standortes 20 (Kirchschlag) *0,03 mg/kg*.

Vergleichsweise deutlich erhöht sind im Raum Linz wiederum die BaP-Gehalte der Standorte 11 (Kokerei) und 6 (Spielplatz Poschacherstraße, siehe Abb. B.31). Der Wert des Standortes 11 liegt mit $4,6 \text{ mg/kg}$ wiederum deutlich über dem Holländischen Richtwert für eine Sanierungsuntersuchung und fügt sich damit gut in die in der Literatur angeführten Bodengehalte kokereinaher Standorte. Vier punktuell entnommene Bodenproben in der Nähe der Linzer Kokerei, allerdings außerhalb des Industriegeländes, enthielten BaP in Konzentrationen von $3,8$ bis $10,9 \text{ mg/kg}$ (AUER, 1989). Die BaP-Bodengehalte von drei deutschen Kokereiflächen lagen bei 2 mg/kg , 28 mg/kg und 235 mg/kg (Zusammenstellung von BORGSMANN et al., 1987). Solange Flächen wie die des

Standortes 11 keiner anderen Verwendung als der eines Industriestandortes zugeführt werden, besteht für Zivilpersonen auch keine größere Gefährdung durch eine Bodenkontamination. Deutlich wird durch den gemessenen BaP-Wert jedoch, daß Kokereien sehr starke PAH-Emittenten sind, deren Sanierung schon aus lufthygienischen und arbeitsplatzhygienischen Gründen von dringlichster Bedeutung ist.

Bedeutend kritischer muß jedoch wiederum der BaP-Gehalt des Standortes 6 (Spielplatz Poschacherstraße) gewertet werden. Mit $0,99 \text{ mg/kg}$ liegt er nur mehr knapp unter dem Richtwert für eine nähere Untersuchung nach dem "Leitfaden Bodensanierung" (Erläuterungen dazu in Kap. III. 5.1), (vgl. Abb. B.31). Wie bereits in Kap. III. 5.2.1 dargelegt, können im Freien spielende Kinder über den Hand-zu-Mund-Kontakt $0,2 \text{ g Boden/Tag}$ (EPA, cit. in EIKMANN et al., 1989) bzw. in Einzelfällen bis zu 1 g Boden/Tag (SCHLIPKÖTER et al., 1988) aufnehmen. Demnach wäre es möglich, daß am Standort 6 (Spielplatz Poschacherstraße) spielende Kinder von $0,2$ bis in Einzelfällen $1,0 \mu\text{g BaP/Tag}$ auf diese Art und Weise oral aufnehmen.

Nach PFANNHAUSER (1990) nimmt der Österreicher $0,070$ ($0,015 - 0,36$) $\mu\text{g BaP/Person und Tag}$ mit der Nahrung auf.

Die oben angeführten Berechnungen zeigen, daß auf dem Spielplatz spielende Kinder über die orale Bodenaufnahme einer zusätzlichen BaP-Belastung zu der mit der Nahrung aufgenommenen Menge an BaP ausgesetzt sind.

Würde man die BaP-Gehalte, die bei einer näheren Untersuchung des Standortes 6 (Spielplatz Poschacherstraße) und 6 A (an den Spielplatz angrenzender Kindergarten) im Auftrag des Magistrates Linz gefunden wurden, für eine

Berechnung der in Einzelfällen möglichen BaP-Aufnahme pro Tag mit dem Boden durch im Freien spielende Kinder heranziehen, so ergäben sich für einzelne Bereiche dieses Geländes deutlich höhere Werte. Einzelne punktuell im Oberboden gefundene Spitzenwerte dieser Untersuchung betragen 38 mg BaP/kg, 68 mg BaP/kg und 92 mg BaP/kg.

Da Dosis-Wirkungsbeziehungen beim Menschen für BaP – wie für alle PAH – bisher fehlen, aus Tierversuchen jedoch eindeutig nachgewiesen ist, daß BaP stark krebserregend wirkt, sollte die menschliche Exposition gegenüber BaP möglichst niedrig gehalten werden.

MEERKAMP VAN EMBDEN (1989) leitete unter der "worst-case" Annahme der täglichen Aufnahme von 2 g Boden durch spielende Kinder Richtwert-Vorschläge für den BaP-Bodengehalt (0 – 10 cm) von Kinderspielplätzen ab. Die Werte wurden so konzipiert, daß sie strenge Vorsorgewerte darstellen. Zugrundegelegt wurde neben der Bodenaufnahme in oben angeführter Höhe eine tägliche, unvermeidbare Aufnahme von BaP mit der Nahrung in der Höhe von 1 – 3 µg, weiters daß diese Menge keine erhöhte Tumorzinzidenz im Magen/Darmtrakt erzeugt und eine zusätzliche orale BaP-Aufnahme, welche die untere Grenze dieser bereits vorhandenen Aufnahme von BaP nicht erreicht, zu keinem signifikant erhöhten Risiko führen sollte.

Bodenkonzentrationen von 0,5 mg/kg würden nach Meinung des Autors dieser Forderung nicht nur gerecht werden, sondern darüber hinaus auch weit auf der sicheren Seite liegen. Unter der Berücksichtigung der zusätzlichen möglichen Belastung durch Inhalation und Hautkontakt beaufschlagte der Autor diesen Wert jedoch noch mit einem Sicherheitsfaktor, sodaß sein endgültiger Richtwert-

Vorschlag für Kinderspielplätze 0,05 mg BaP/kg Boden (0 – 10 cm) beträgt.

Unter gleichen Annahmen, "worst-case" Bedingungen und Vorsorgegründen, jedoch bei einer Bodenaufnahme von 1 g/Tag, liegt dieser Wert entsprechend bei 0,1 mg BaP/kg (SCHABRONATH, 1990).

Auch SCHLIPKÖTER et al. (1985) schlugen für derartige Standorte unter Berücksichtigung der oralen Bodenaufnahme einen Richtwert von 0,1 mg BaP/kg vor.

Auch unter Berücksichtigung der Tatsachen, daß die angeführten Richtwert-Vorschläge unter strengsten Vorsorgegesichtspunkten abgeleitet wurden, wissenschaftliche Untersuchungen die Notwendigkeit derartig niedriger Bodengehalte auf Spielplätzen nicht ausreichend belegen können, ist zu bemerken, daß der BaP-Gehalt des Standortes 6, aber auch der des zusätzlich untersuchten Standortes 6 A (an den Standort 6 angrenzender Kindergarten) diese Diskussionswerte deutlich überschreitet. (vgl. Abb. B.30 und Tab. B.6)

Aufgrund der Ergebnisse der daraufhin vom Magistrat Linz in Auftrag gegebenen näheren Untersuchungen dieser beiden Standorte mußten diese Flächen wegen der Gefahr von erhöhter BaP-Aufnahme mit dem Boden durch Hand-zu-Mund-Kontakt von im Freien spielenden Kindern gesperrt werden.

Die zusätzlich in der Region westlich der Kokerei untersuchten Grünlandstandorte wiesen mit 0,43 bis 0,96 mg BaP/kg vergleichbar hohe BaP-Bodengehalte wie Standort 6 auf (vgl. Abb. B.30, Tab. B.6).

Über mögliche Quellen für den BaP-Gehalt des Standortes 6 gilt das für die PAH erwähnte (s. III. 5.2.1).

Wie aus Abb. B.31 weiters hervorgeht, liegen die BaP-Gehalte der Standorte 1,

2, 5, 7, 18, 26, 28 und 34 im Nahbereich der Industrie bzw. im städtischen Bereich ebenfalls bereits über dem Referenzwert der Holländischen Liste. Die Gehalte der Grünlandböden im Süden und Norden des Stadtgebietes bzw. zum Teil auch in Steyregg, östlich von Linz, liegen unter dem Referenzwert nach der "Holländischen Liste". Der niedrige PAH-Gehalt von Standort 3 ist vermutlich auf die "Jugend" dieses Bodens (vgl. Anhang) zurückzuführen, sonst wären bei Berücksichtigung der BaP-Gehalte der naheliegenden Standorte 2 und 6 wohl höhere Werte zu erwarten gewesen (vgl. Abb. B.31).

Um eine Einordnung der Linzer Werte zu ermöglichen, werden nachfolgend andere Untersuchungen zitiert. Über die Probleme der Vergleichbarkeit unterschiedlicher Untersuchungen gilt das bei den PAH erwähnte (s. III. 5.2.1).

In untersuchten Kleingartenböden (0 – 20 cm) von Großstädten Nordrhein-Westfalens lagen ca. 75 % der BaP-Werte unter 1 mg/kg TS, der Rest darüber. In den Großstadtrandbereichen lagen ca. 75 % der BaP-Werte unter 0,5 mg/kg TS, der Rest zwischen 0,5 und 1 mg/kg TS. Äcker (0 – 30 cm) bzw. Grünland (0 – 10 cm) im ländlichen Bereich desselben Landes wiesen durchwegs Gehalte unter 0,2 mg BaP/kg TS auf (KÖNIG et al., 1991).

BUTLER et al. (1984) fanden in Oberböden (0 – 4 cm) im Nahbereich einer stark befahrenen städtischen Straße BaP-Gehalte zwischen 0,16 und 3,20 mg/kg, wo-

bei der Maximalwert in einem Boden unmittelbar neben der Straße lag.

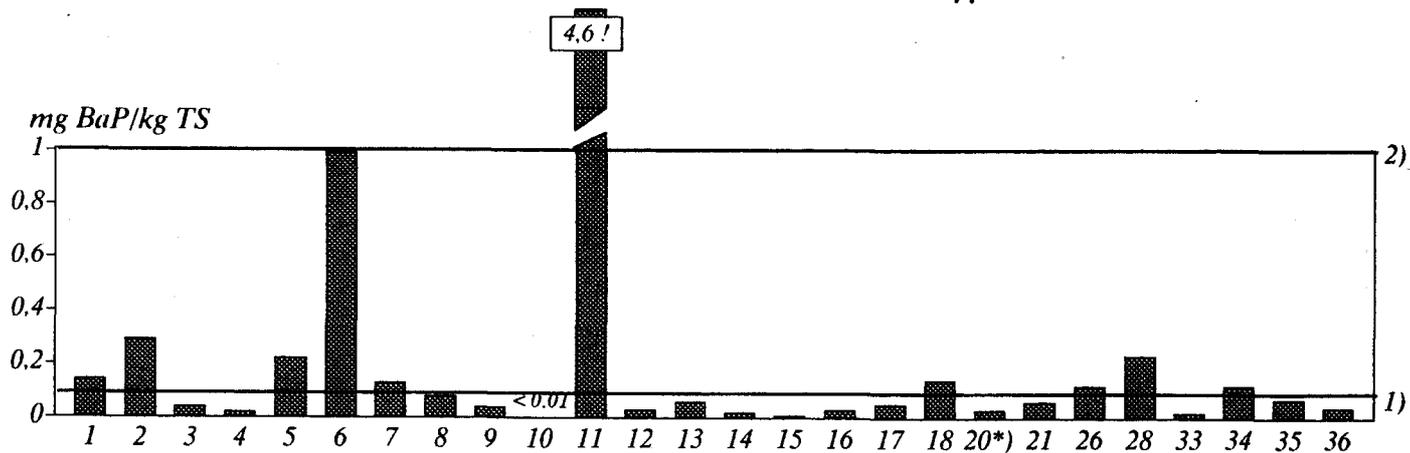
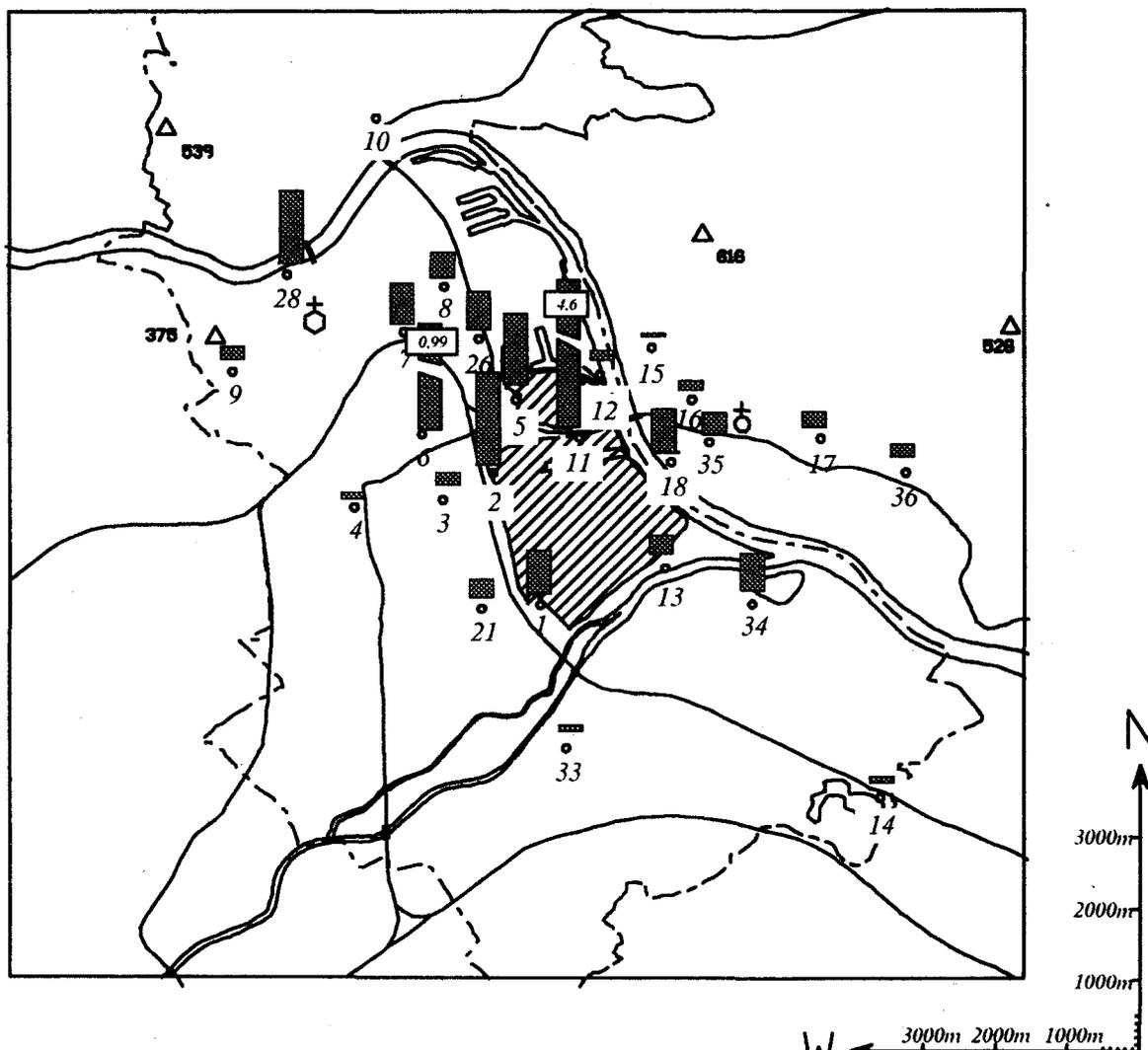
In Oberböden einer japanischen, stark industrialisierten Stadt wurden BaP-Gehalte von 0,056 bis 1,63 mg/kg festgestellt (KODAMA et al., 1988).

DAUTOV (1986) fand in den Böden einer russischen Großstadt mit petrochemischer Industrie BaP-Gehalte zwischen 0,07 und 0,19 mg/kg. Die höchsten Gehalte wurden nahe stark befahrener Straßen gefunden. Zusätzlich wurden Bodenproben im Industriegebiet genommen. Die BaP-Gehalte lagen dort zwischen 0,095 und 0,213 mg/kg.

BOOS et al. (1990) fanden im Gemeindegebiet von Steyregg BaP-Gehalte in unbearbeiteten Böden (0 – 10 cm) von 0,031 bis 0,18 mg/kg. Die BaP-Gehalte der vorliegenden Untersuchung liegen in dieser Region zwischen 0,01 und 0,14 mg/kg (Beprobungstiefe 0 – 5 cm). Die beiden Untersuchungen zeigen also eine gute Übereinstimmung.

KÖCHL (1987) fand in Ackerböden (0 – 25 cm) des Marchfeldes BaP-Gehalte zwischen 0,002 und 0,118 mg/kg (Mittelwert: 0,023 mg/kg). Die höheren Werte wurden im Nahbereich der Rauchgasemissionsräume Wien und Preßburg nachgewiesen.

Von den höheren BaP-Gehalten der nahe der Kokerei gelegenen Standorte abgesehen, liegen also die BaP-Gehalte der Linzer Grünlandstandorte im für Ballungszentren zu erwartenden Bereich.



* nicht in Karte
 1) Referenzwert (0,1 mg/kg)
 2) Richtwert für eine nähere Untersuchung (1 mg/kg)
 (aus Leitfaden Bodensanierung, Niederlande 1988)

Abb. B.31: Benzo(a)pyren in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in mg/kg)

III. 5.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Bisher wurden wenige Untersuchungen durchgeführt, um die PAH-Gehalte in Waldböden festzustellen. Wegen seiner besonderen Eigenschaften, Schadstoffe aus der Luft zu filtern, und seiner weitgehenden Natürlichkeit, eignet sich der Wald besonders für eine Untersuchung von Schadstoffbelastungen.

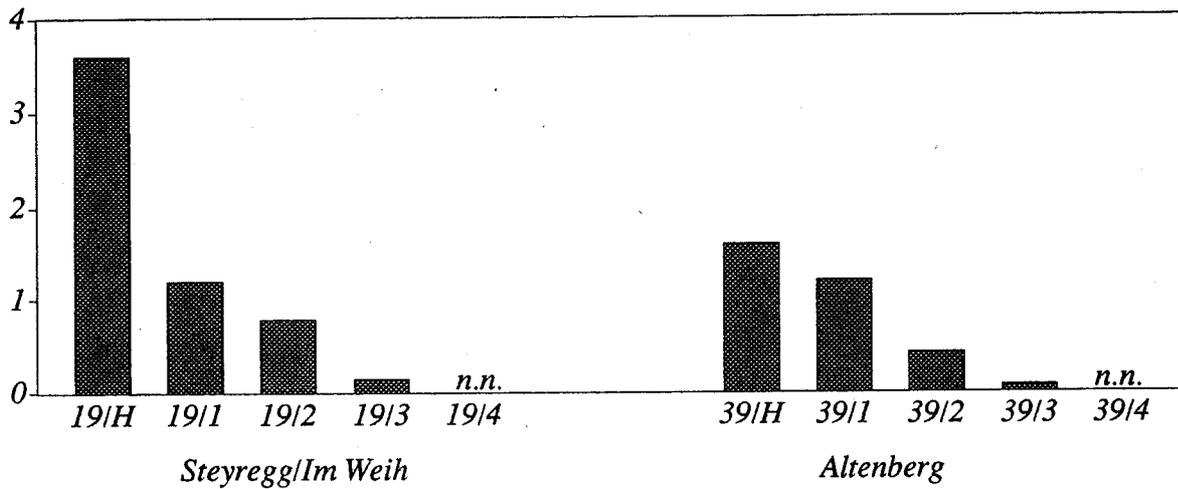
In Abb. B.32 und Abb. B.33 sind die Bodenbelastungen mit PAH und BaP von zwei Waldstandorten im Raum Linz dargestellt.

Wie ersichtlich, ist der Auflagehumus des industriennäheren Standortes 19 (Steyr-egg/Im Weih) deutlich höher belastet als jener des Referenzstandortes 39 (Altenberg). Interessanterweise zeigt sich die höhere Belastung in den darunterliegenden Mineralbodenhorizonten nicht mehr. Ab 10 cm Bodentiefe waren PAH kaum und BaP nicht mehr nachweisbar und auch in der darüberliegenden Stufe 10–20 cm sind die Gehalte vergleichsweise nur mehr gering. Die Gehalte in den Profilen bestätigen also die in Kap. III. 5.1 erörterte Tatsache, daß PAH in den obersten Bodenschichten akkumuliert werden (vgl. auch MATZNER, 1984).

Vergleicht man die Bodengehalte des Waldstandortes 19 mit jenen des nahe liegenden Grünlandstandortes 16, so sieht man, daß die PAH- bzw. BaP-Werte des Auflagehumus, aber auch die des ersten Mineralbodenhorizontes von Standort 19, über denen des Grünlandstandortes 16 liegen (vgl. Tab. B.7 mit Tab. B.8). Ähnliches konnte auch schon bei anderen Schadstoffen festgestellt werden. Möglicherweise ist der Waldstandort durch die luftfilternde Wirkung des Kronendaches höheren Schadstoffeinträgen ausgesetzt.

Eine Einordnung der im Raum Linz gefundenen PAH- bzw. BaP-Gehalte von Waldböden gestaltet sich wegen der geringen Verfügbarkeit von Vergleichsuntersuchungen schwierig. Im Solling (BRD) lagen die BaP-Gehalte der L- und F-Schicht des Auflagehumus unter Buche bei 0,109 mg/kg, der darunterliegenden H-Schicht des Auflagehumus bei 0,255 mg/kg. In der Schicht 0–5 cm lagen die BaP-Gehalte nur mehr bei 0,008 mg/kg, und in der Schicht 5–15 cm waren sie kleiner als 0,001 mg/kg. Unter Fichte desselben Waldgebietes wurden BaP-Gehalte von 0,152 mg/kg (L+F-Schicht), 0,357 mg/kg (H-Schicht), 0,003 mg/kg (0–5cm) und 0,002 mg/kg (5–15 cm) festgestellt (MATZNER et al., 1981). Die Gehalte lagen also in einer vergleichbaren Größenordnung wie jene des Standortes 19.

mg PAH/kg TS



n.n. ... kleiner Nachweisgrenze von 0,01 mg/kg je Substanz

/H Humus

/1 0 – 5 cm

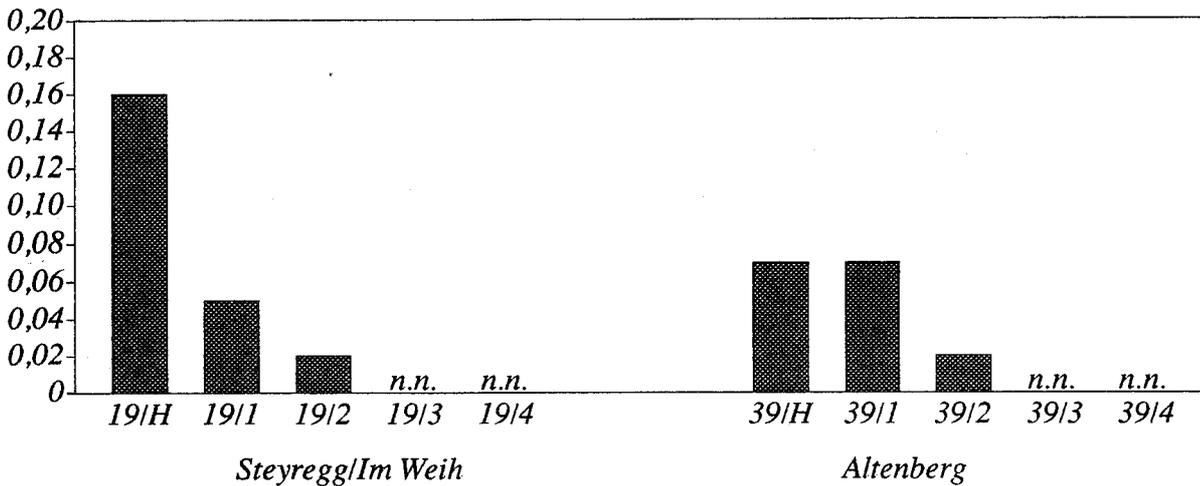
/2 5 – 10 cm

/3 10 – 20 cm

/4 20 – 30 cm

Abb. B.32: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe von 18 PAH) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

mg BaP/kg TS



n.n. ... kleiner Nachweisgrenze von 0,01 mg/kg

/H Humus

/1 0 – 5 cm

/2 5 – 10 cm

/3 10 – 20 cm

/4 20 – 30 cm

Abb. B.33: Benzo(a)pyren in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

Tab. B.8: PAH-Gehalte in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in mg/kg)

	Standorte									
	19/H	19/1	19/2	19/3	19/4	39/H	39/1	39/2	39/3	39/4
Any	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Ana	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Flu	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Phen	0,07	0,04	0,01	< 0,01	< 0,01	0,04	0,03	0,01	< 0,01	< 0,01
Ant	0,04	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
FLA	0,61	0,24	0,14	0,03	< 0,01	0,38	0,24	0,08	0,02	< 0,01
Pyr	0,40	0,15	0,10	0,02	< 0,01	0,26	0,14	0,05	0,01	< 0,01
Triph	0,10	0,03	0,02	< 0,01	< 0,01	0,02	0,02	0,02	< 0,01	< 0,01
BaA	0,17	0,07	0,03	0,01	< 0,01	0,13	0,05	0,03	< 0,01	< 0,01
Chrys	0,04	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
BeP	0,28	0,07	0,06	< 0,01	< 0,01	0,05	0,05	0,02	< 0,01	< 0,01
BbF	0,51	0,15	0,11	0,03	< 0,01	0,17	0,16	0,05	0,01	< 0,01
BkF	0,17	0,06	0,04	0,01	< 0,01	0,09	0,08	0,02	< 0,01	< 0,01
BaP	0,16	0,05	0,02	< 0,01	< 0,01	0,07	0,07	0,02	< 0,01	< 0,01
DbahA	0,05	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
BghiP	0,34	0,11	0,08	0,01	< 0,01	0,12	0,12	0,04	0,01	< 0,01
Ind	0,29	0,11	0,10	0,02	< 0,01	0,13	0,12	0,03	0,01	< 0,01
Cor	0,39	0,08	0,08	0,02	< 0,01	0,09	0,08	0,05	0,01	< 0,01
ΣPAH	3,6	1,2	0,79	0,15	<	1,6	1,2	0,42	0,07	<

III. 5.4 Statistische Auswertungen der PAH-Bodengehalte der Grünlandstandorte im Raum Linz

III. 5.4.1 Korrelationen zwischen den Bodengehalten der einzelnen PAH

Wie aus Abb. B.34 ersichtlich, liegen die Korrelationskoeffizienten zwischen den einzelnen PAH mit Ausnahme für die Substanzen Acenaphthylen, Dibenzo(a,h)anthracen und Benzo(a)an-

thracen durchwegs über 0,9, häufig sogar nahe bei 1. Somit treten zwischen den Bodengehalten für die einzelnen PAH sehr enge Beziehungen auf. Die Substanzen Acenaphthylen und Dibenzo(a,h)anthracen konnten in den meisten Proben nicht nachgewiesen werden, so daß erklärbar wird, warum zwischen ihnen und den anderen PAH geringe Korrelationen auftreten. Als einziger "Außenseiter" innerhalb der PAH bleibt somit Benzo(a)anthracen übrig, dessen Gehalte in nicht so enger Beziehung mit den Gehalten der anderen PAH stehen wie zwischen den anderen Substanzen.

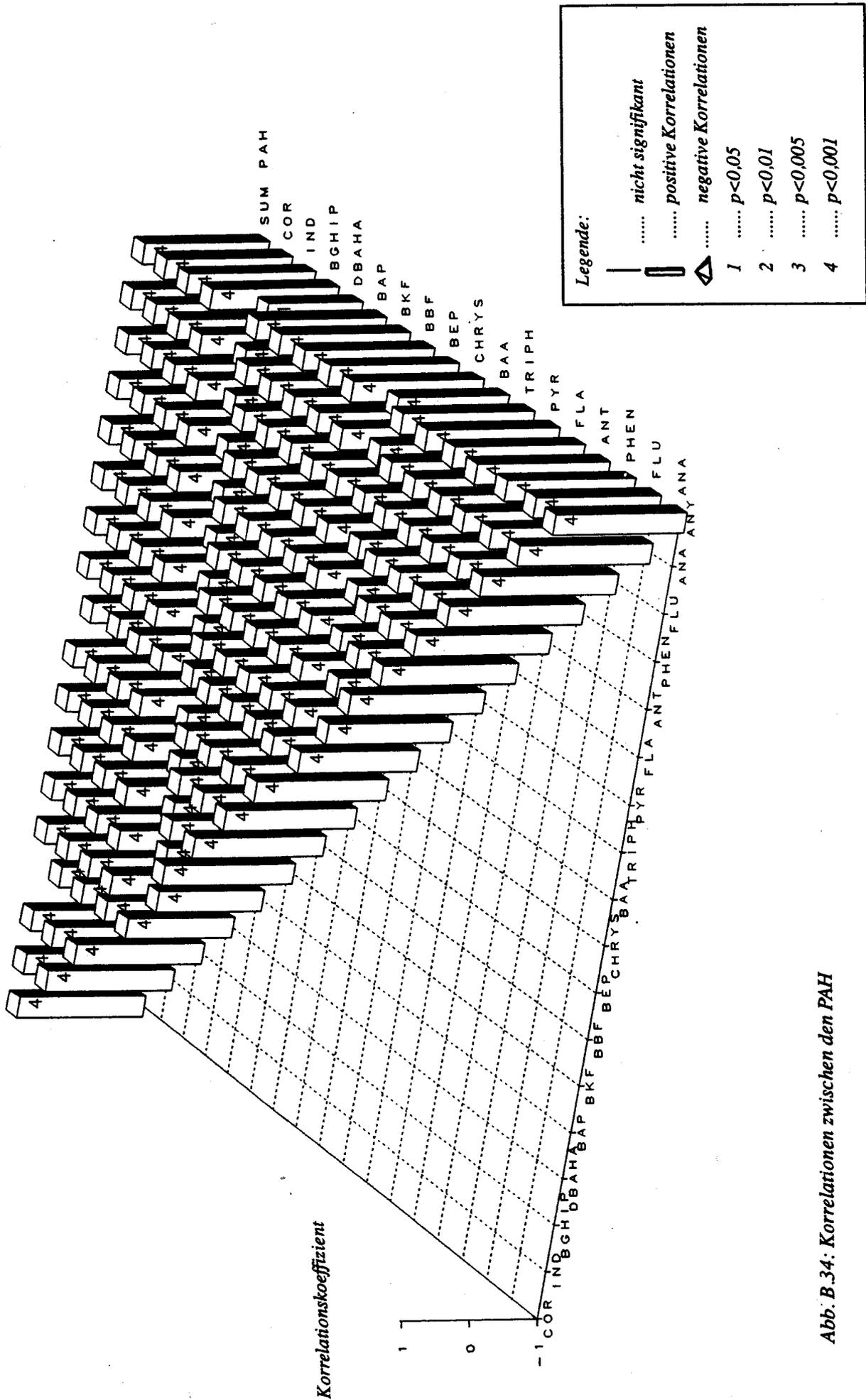


Abb. B.34: Korrelationen zwischen den PAH

III. 5.4.2 Mustervergleiche der einzelnen Standorte für die PAH

Wie aus den sehr hohen Korrelationen zwischen den einzelnen PAH bereits vermutet werden konnte, weisen die PAH-Muster aller Standorte große Ähnlichkeiten auf (Abb. B.36). Bei Untersuchungen der PAH-Gehalte (6 PAH) landwirtschaftlich genutzter Böden konnte festgestellt werden, daß sich die prozentuale Verteilung der einzelnen PAH relativ einheitlich und unabhängig von der Gesamtkonzentration gestaltet (KUNTE, 1977).

Obwohl sich die Emissionen einzelner PAH-Emittenten (Industriebetriebe, Typen von Verbrennungsmotoren und Heizungstechniken) in ihren Mustern unterscheiden und selbst bei PAH-Immissionsmessungen der Linzer Luft (JAKLIN et al., 1988) gegenüber der Wiener Luft unterschiedliche Muster festgestellt wurden bzw. auch zwischen windaufwärts und windabwärts der Linzer Industrie gelegenen Luft-Meßstationen hinsichtlich des PAH-Musters unterschieden werden konnte, ist der Unterschied zwischen den PAH-Mustern von Böden belasteter und unbelasteter Standorte des Linzer Raumes gering. POTT (1985) konnte feststellen, daß deutliche Änderungen oder Extreme der PAH-Profile, wie sie in verschiedenen Brennphasen eines Ofens oder bei unterschiedlichen Belastungsstufen eines Kfz-Motors innerhalb kurzer Zeit entstehen können, durch Jahresmittelwerte von PAH-Immissionsmessungen der Luft völlig nivelliert werden. Insofern ist es verständlich, daß sich die Böden, die vorwiegend über die Luft mit PAH belastet werden, in ihren Profilen kaum unterscheiden.

In Abb. B.35 ist die lagemäßige Projektion der einzelnen Standorte aus dem n-parametrischen Raum in eine zweidimensionale Fläche, wie sie durch die kanonische Diskriminanzanalyse durchgeführt wurde, dargestellt. In der zweidimensionalen Abbildung sind 100 % der Varianz der Einzeldaten enthalten, so-

daß die Datenstruktur vollständig wiedergegeben ist.

In dieser Abbildung spiegelt sich die große Ähnlichkeit der PAH-Muster der einzelnen Standorte wider. Sie ist als "Punktwolke" am Rande der Abbildung erkennbar. Von diesen weisen die Standorte 6 (Spielplatz Poschacherstraße) und der zusätzlich untersuchte benachbarte Standort 6 B leicht abweichende Muster auf. Sie wurden als weiterer Cluster ausgewiesen. Der Unterschied in ihrem Muster liegt in einem geringfügig höheren Anteil an Fluoranthen – einem kokerei-, kohleheizungstypischen PAH – und in geringfügig geringeren Anteilen an Benzo(g,h,i)perylen und Coronen, die bevorzugt in Autoabgasen vorkommen. Tatsächlich liegen diese beiden Standorte in der Nähe der Kokerei bzw. nahe dem ehemaligen Heizhaus der ÖBB (Abb. B.37), sodaß hier zwei mögliche Ursachen für ihr spezifisches Muster zu vermuten sind. Allerdings sind die Unterschiede im Muster zu den anderen Standorten nur geringfügig, wie aus Abb. B.36 ablesbar ist.

Eine interessante zusätzliche Information ergab die Miteinbeziehung des PAH-Musters der zusätzlich untersuchten Tiefenschicht 20 – 30 cm des Standortes 6. Aus dem Dendrogramm ist ersichtlich, daß dieses Muster ähnlicher dem des Standortes 6 B als jenem des Oberbodens (0 – 5 cm) des Standortes 6 ist. Die Ursachen dafür können hier nicht geklärt werden. Wie bereits in Kap. B.III. 5.2 dargestellt, dürfte der Standort 6 jedoch bereits durch aufgeschüttetes Material kontaminiert worden sein. Beide Standorte liegen jedoch in nächster Nähe, sodaß dieses Ergebnis in einem Zusammenhang gesehen werden könnte.

Standort 10 stellt einen weiteren Außenseiter hinsichtlich seines PAH-Musters dar. Dieses Ergebnis erklärt sich durch die Tatsache, daß die Konzentrationen von 8 der 18 PAH im Boden dieses Standortes unter der Nachweisgrenze liegen. Das "tatsächliche" Muster ist weitgehend unbekannt. Somit ist der Separierung dieses Standortes nicht zu vertrauen.

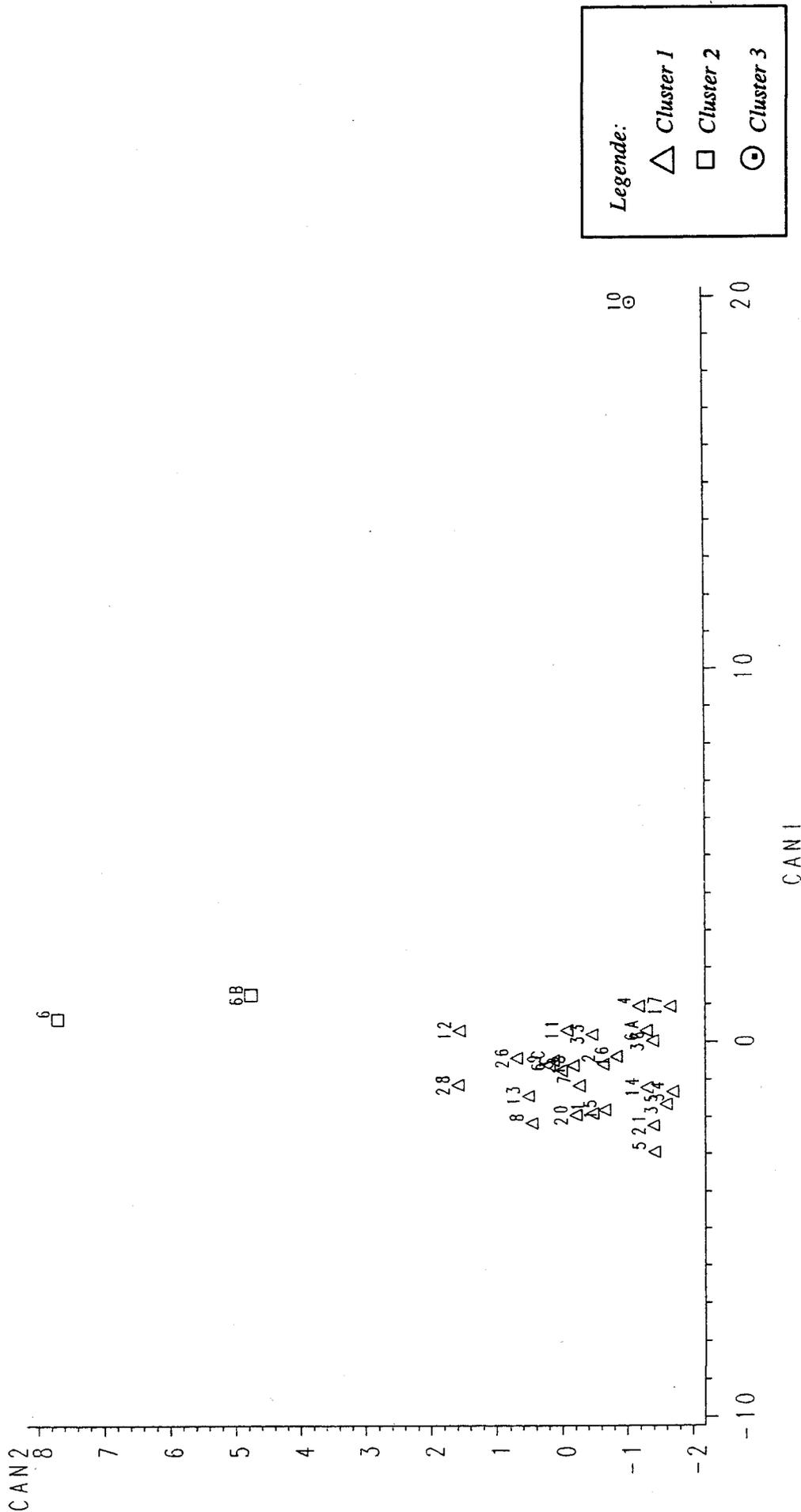


Abb. B.35: Lage der Cluster von Standorten mit ähnlichen PAH-Mustern im zweidimensionalen Raum

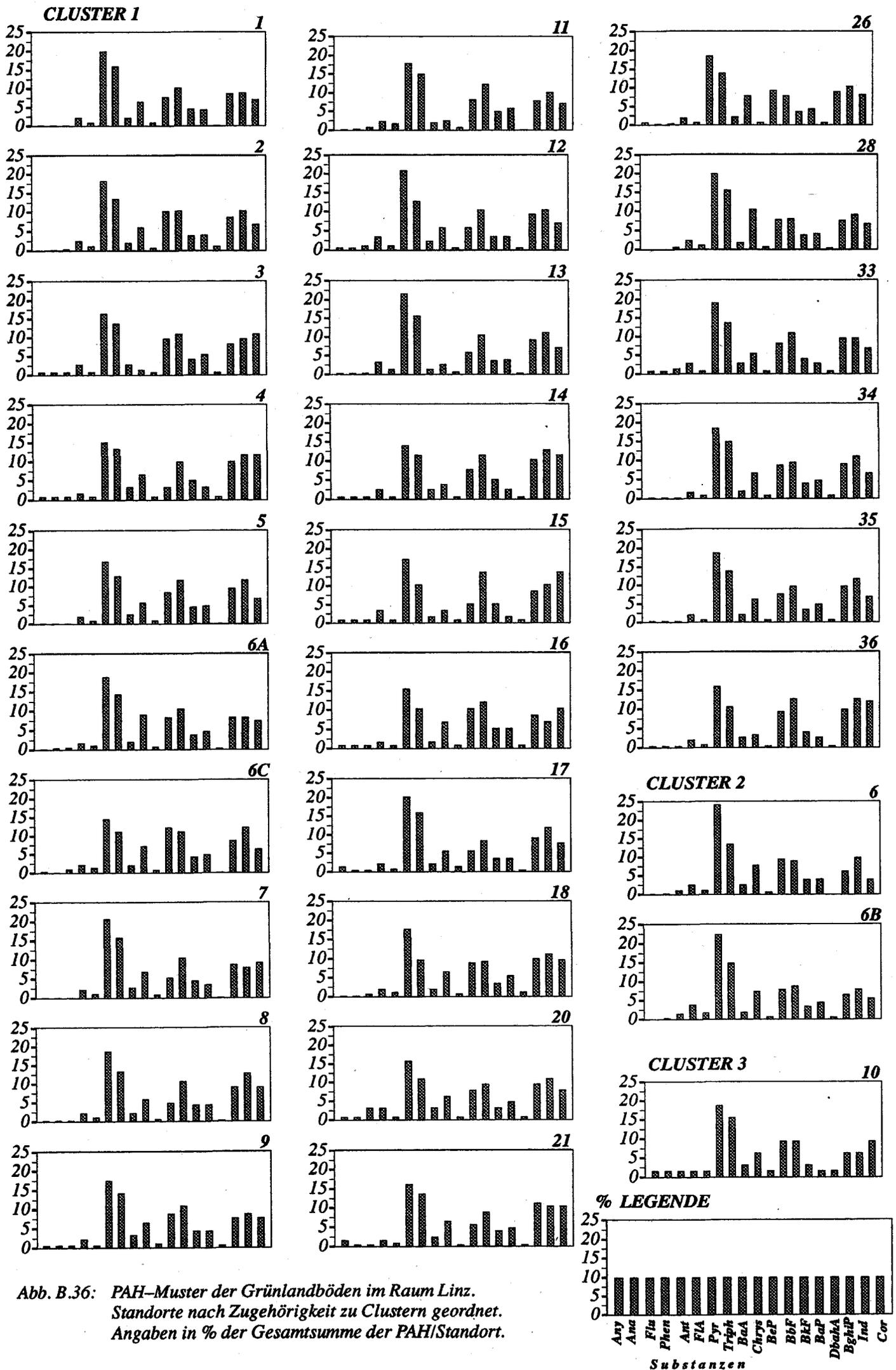


Abb. B.36: PAH-Muster der Grünlandböden im Raum Linz. Standorte nach Zugehörigkeit zu Clustern geordnet. Angaben in % der Gesamtsumme der PAH/Standort.

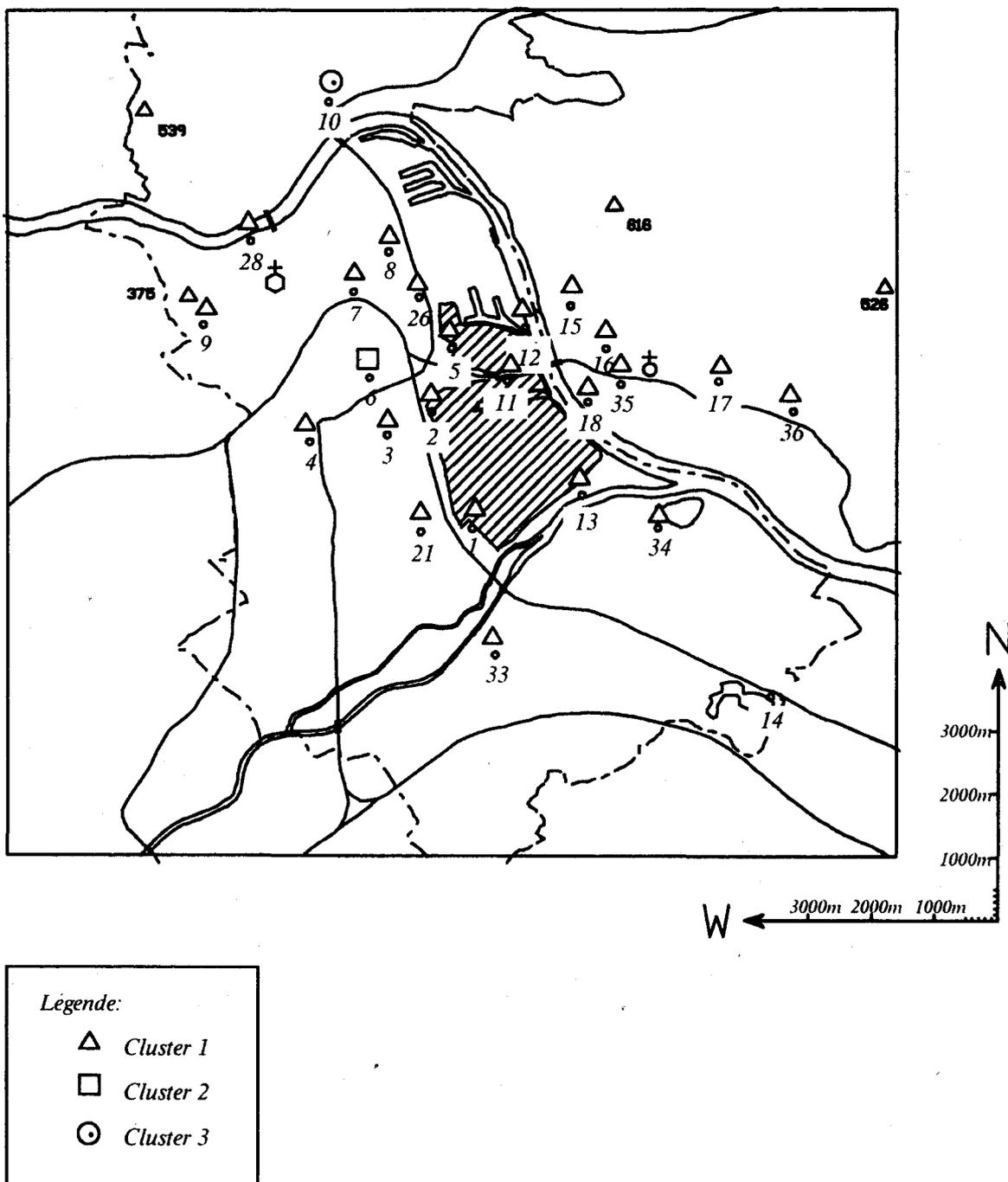


Abb. B.37: Lage der Standorte mit ähnlichen PAH-Mustern im Raum Linz

III. 5.5 Schlußbetrachtung PAH

Die Böden von 26 Grünlandstandorten und 2 Waldstandorten des Raumes Linz wurden auf PAH (18 Substanzen) untersucht.

Vor allem im städtischen Bereich und im Nahbereich der Industrie wurden höhere PAH- bzw. BaP-Gehalte gefunden. Im Vergleich mit den anderen im Raum Linz untersuchten Standorten sehr hohe – für Kokereiflächen jedoch typische – PAH- bzw. BaP-Gehalte weist der Standort 11 (Kokerei) mit 79 mg PAH (18 Substanzen)/kg und 4,6 mg BaP/kg auf. Die PAH- bzw. BaP-Gehalte dieses Standortes liegen bereits deutlich über dem "Holländischen Richtwert für eine nähere Untersuchung".

Auch Standort 6 (Spielplatz Poschacherstraße), westlich der Kokerei, gilt im Raum Linz als deutlich höher belastet. Der BaP-Gehalt erreicht mit 0,99 mg/kg bereits fast den "Holländischen Richtwert für eine nähere Untersuchung", und die Gesamt-PAH-Belastung (18 Substanzen) liegt mit 24,4 mg/kg bereits deutlich darüber.

Eine vom Magistrat Linz in Auftrag gegebene nähere Untersuchung der Böden des Standortes 6 (Spielplatz Poschacherstraße) und des angrenzenden Kindergartengeländes ergab punktuell bedenklich hohe PAH-bzw. BaP-Spitzenwerte, die eine Sperre dieser Flächen für die Öffentlichkeit erforderten. Die Möglichkeiten einer Sanierung werden zur Zeit geprüft.

Die Untersuchung weiterer Grünlandstandorte in der Region westlich der Kokerei ergab, daß in diesem Gebiet durchwegs höhere PAH- bzw. BaP-Bodengehalte auftreten als in den übrigen

Linzer Stadtteilen, die für Ballungszentren zu erwartende Gehalte aufweisen.

Die niedrigsten PAH- bzw. BaP-Gehalte wurden im Süden und Norden des Stadtgebietes Linz sowie zum Teil im Gemeindegebiet Steyregg gemessen, wo die Gehalte durchwegs unter den Holländischen Referenzwerten liegen.

Mittels Korrelationsanalysen konnte festgestellt werden, daß zwischen fast allen untersuchten PAH Korrelationskoeffizienten auftreten, die über 0,9, häufig sogar nahe bei 1 liegen. Dementsprechend ergab ein Vergleich der PAH-Muster der einzelnen Standorte, daß die Unterschiede zwischen den einzelnen PAH-Mustern minimal sind. Lediglich am Standort 6 (Spielplatz Poschacherstraße) und am zusätzlich untersuchten Standort 6 B, die beide im Nahbereich der Industrie liegen, konnten leichte Abweichungen von diesem "Einheitsmuster" festgestellt werden.

Als vorrangige Maßnahmen zur Senkung der PAH-Belastung des Linzer Raumes können ein rascher Sanierungsfortschritt der Linzer Kokerei sowie der Ersatz von Kohle- oder Koksfeuerungen in den Haushalten durch z.B. Gasheizung oder Fernwärme empfohlen werden. Auch eine Beruhigung des Kfz-Verkehrs würde die PAH-Belastung reduzieren.

Ein Vergleich der beiden Waldstandorte ergab erwartungsgemäß höhere Belastungen des industrienahen Standortes. Dies konnte jedoch nur für den Auflagehumus festgestellt werden. In den darunterliegenden Mineralbodenschichten sind die Gehalte der beiden Standorte ähnlich. Ab 10 cm Bodentiefe waren bei beiden Standorten PAH kaum mehr und BaP nicht mehr nachzuweisen. PAH scheinen somit im Boden nur unbedeutend verlagert zu werden.

III. 6 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

III. 6.1 Allgemeines

Die PCB gehören zu der Gruppe der chlorierten aromatischen Kohlenwasserstoffe und umfassen theoretisch 209 Einzelverbindungen (Kongeneren), von denen PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180 (Bezeichnungen nach BALLSCHMITER und ZELL, 1980) häufig als repräsentative Substanzen in Umweltproben analysiert

werden (vgl. VDLUFA, 1985). Ihre Summe wird oft als "PCB-Gehalt" angegeben. Diese 6 Substanzen sind in wesentlichen Anteilen in den meisten PCB enthaltenden Produkten vorhanden (BALLSCHMITER et al., 1989). Auch in der vorliegenden Untersuchung steht die Summe der PCB für die Summe der 6 oben angeführten Einzelverbindungen.

Die Komponenten PCB 138, PCB 153 und PCB 180 sind auch für die Untersuchung von Humanproben von Bedeutung, da PCB mit Chloratomen in den Positionen 2, 4 und 5, besonders stark angereichert werden (BECK, 1989).

Bezeichnung	Cl-Position	Strukturformel
28	2, 4, 4'	
52	2, 2', 5, 5'	
101	2, 2', 4, 5, 5'	
138	2, 2', 3, 4, 4', 5'	
153	2, 2', 4, 4', 5, 5'	
180	2, 2', 3, 4, 4', 5, 5'	

Abb. B.38: Nummer, Struktur und Strukturformel der 6 analysierten PCB (aus BALLSCHMITER und ZELL, 1980)

PCB werden kommerziell hergestellt und werden bzw. wurden u.a. als Dielektrikum in Transformatoren und Kondensatoren, als Hydraulikflüssigkeiten, als Zusatzstoffe in der Gummiindustrie, zur Herstellung synthetischer Harze, in der Plasterstellung und als Formulierungsmittel für Pestizide verwendet (KOCH, 1989). Übliche Handelsnamen für PCB sind u.a. Aroclor, Clophen, Phenoclor, Kaneclor, Santotherm, Fenclor und Sival. Die Produktion dieser Substanzen wurde zum Teil bereits eingestellt. (BALLSCHMITER et al., 1989).

Neben unsachgemäßer Handhabung bzw. lokalen Schadensfällen (z.B. Transformatorbränden) gelangten PCB als Inhaltsstoffe sogenannter "offener Systeme" (Plastifizierer, Schmiermittel,

Imprägniermittel, Flammschutzmittel, Anstrichfarben, Klebemittel, Wachse, Pestizide etc.) unkontrolliert in die Umwelt. Mittlerweile wurde die Verwendung von PCB innerhalb der OECD-Staaten auf "geschlossene Systeme" (Transformatoren, Kondensatoren bzw. als Hydraulikflüssigkeiten und wärmeübertragende Flüssigkeiten) beschränkt. Zu berücksichtigen ist allerdings, daß PCB selbst aus "geschlossenen Systemen" unkontrolliert in die Umwelt gelangen können (DE VOOGT und BRINKMAN, 1989). Dennoch ist anzunehmen, daß die PCB-Belastung in Zukunft abnehmen wird.

Aus toxikologischer Sicht spielt die Gefahr akuter Wirkungen durch PCB eine geringere Rolle als die mannigfaltigen

chronischen Effekte. Eine umfassende Erörterung dieser Thematik ist bei SAFE (1987) zu finden. Chronische Auswirkungen (aus Tierversuchen) zeigen sich in Veränderungen bzw. Schädigungen der Haut (Akne), der Leber, der Nieren, des Zentralnervensystems, des Gastrointestinaltraktes, des endokrinen Systems, des Immunsystems und des reproduktiven Systems (HANSEN, 1987). Ein wesentlicher biologischer Effekt der PCB ist die Induzierung mikrosomaler Enzyme in der Leber (PARKINSON und SAFE, 1987). Inwieweit PCB karzinogen sind, ist nach gegenwärtigem Wissensstand noch nicht eindeutig geklärt (HAYES, 1987). In Tierversuchen konnte jedoch die Verursachung von Leberkrebs durch PCB festgestellt werden (McCONNELL, 1989).

Verschärfend im Hinblick auf eine toxikologische Bewertung wirken sich die Tatsachen aus, daß PCB im menschlichen Körper angereichert werden, durch die Placentapassage den fetalen bzw. embryonalen Organismus belasten können (KOCH, 1989) und in der Muttermilch deutlich nachzuweisen sind (BECK, 1989). Damit ist der Mensch schon in seinen ersten Lebensstadien diesen Schadstoffen ausgesetzt (vgl. HEESCHEN et al., 1987, cit. in MARKARD, 1988 b).

Die PCB werden im Organismus relativ schnell verteilt und adsorbiert, wobei die bevorzugte Konzentrierung in lipoidreichen Organstrukturen erfolgt (SAFE, 1989). Der Akkumulationsgrad wird maßgeblich vom Chlorierungsgrad beeinflusst. Die metabolische Abbaubarkeit nimmt mit zunehmendem Chlorierungsgrad ab (KOCH, 1989).

Neben dem Chlorierungsgrad spielt bei der toxikologischen Bewertung die Stellung der Chloratome bei den einzelnen PCB-Kongeneren eine entscheidende Rolle. Besondere Bedeutung im Hinblick

auf ihre Toxizität kommt den coplanaren PCB-Kongeneren zu, die 4–6 Chloratome enthalten und kein Chloratom in ortho-Stellung aufweisen. Unter diesen stellen die Verbindungen PCB 77 (3, 3', 4, 4'-Cl-Position), PCB 126 (3, 3', 4, 4', 5-Cl-Position) und PCB 169 (3, 3', 4, 4', 5, 5'-Cl-Position) die giftigsten PCB dar (SAFE et al., 1990; BECK, 1989; PARKINSON und SAFE, 1987).

Daraus wird ersichtlich, daß bei der Bewertung bzw. dem Vergleich der Ergebnisse von PCB-Rückstandsuntersuchungen und deren toxikologischer Relevanz darauf geachtet werden muß, welche PCB-Kongeneren untersucht wurden bzw. auf welche technischen Produkte (unterschiedlicher PCB-Kongeneren-Gehalt) die Bestimmung bezogen wurde. Aus diesen Gründen und wegen der unterschiedlichen physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften ist ein Vergleich mit anderen Untersuchungen nur dann sinnvoll, wenn dieselben PCB-Kongeneren analysiert wurden. Diesem Umstand wird in der vorliegenden Untersuchung Rechnung getragen.

Die physikalisch-chemischen Eigenschaften werden maßgeblich vom Chlorierungsgrad des PCB bestimmt. Mit zunehmendem Chlorierungsgrad erhöhen sich die Fettlöslichkeit, die Bio- und Geoakkumulationstendenz sowie die Persistenz. Generell kann gesagt werden, daß PCB durch eine ausgeprägte Bio- und Geoakkumulationstendenz gekennzeichnet sind (KOCH, 1989).

Ein Endglied der Anreicherung in der Nahrungskette stellt neben den Tieren – z.B. den Fischen – der Mensch dar.

Mittlerweile sind PCB in der Hydro-, Pedo-, Atmo- und Biosphäre ubiquitär nachzuweisen. Nach Schätzungen ist etwa ein Drittel der Weltproduktion mobil in unserer Umwelt vorhanden (HANSEN, 1987). Aufgrund ihrer toxikologischen

Relevanz ist in zahlreichen Ländern eine Verwendung von PCB nur mehr in geschlossenen Systemen erlaubt.

Die Böden stellen als Senke für PCB mittlerweile ein PCB-Reservoir dar. PCB-Anreicherungen in Böden konnten vor allem in Überschwemmungsgebieten, teilweise auch in Immissionsgebieten und auf mit Klärschlamm behandelten Flächen festgestellt werden (KÖNIG und HEMBROCK, 1989). PCB werden in allen Böden stark gebunden und geringfügig verlagert. Die Adsorption erfolgt hauptsächlich an der organischen Substanz und an den Eisenverbindungen. Die höchsten Konzentrationen sind daher im Oberboden anzutreffen (KROGMANN, 1986).

Unterschiedliche Eigenschaften hinsichtlich der Verlagerung, der Verflüchtigung und des Abbaus der einzelnen PCB-Kongeneren bedingen besonders die Anreicherung von höher chlorierten PCB im Boden (WITTE et al., 1989).

Nach Untersuchungen der PCB-Rückstände in Pflanzen, die auf klärschlammgedüngten Flächen wuchsen, scheint kein erhöhter PCB-Transfer Boden/Pflanze stattzufinden (WITTE et al., 1989; KAMPE, 1987 b). Auch Untersuchungen von KÖNIG und HEMBROCK (1989) von PCB-Rückständen in Pflanzen auf unterschiedlich belasteten Flächen von Nordrhein-Westfalen sowie Modellversuche von FRIES und MARROW (1981) deuten darauf hin, daß eine PCB-Aufnahme vom Boden in oberirdische Pflanzenorgane kaum stattfindet. Von Wurzelgemüsen aufgenommene PCB verbleiben nach einer Literaturdiskussion von HARMS und SAUERBECK (1984) hauptsächlich in der äußeren Schale. Eine Belastung der Nahrung ist vermutlich vorrangig auf andere Ursachen zurückzuführen als auf einen PCB-

Transfer Boden/Pflanze (KÖNIG und HEMBROCK, 1989).

Unbelastete Gebiete dürften durchwegs PCB-Bodengehalte aufweisen (Summe der 6 PCB-Kongeneren nach VDLUFA), die kleiner als 10 µg/kg sind. (vgl. KÖNIG et al., 1991).

Nach der "Holländischen Liste" liegen die Referenzwerte für die PCB-Gehalte (Summe der 6 Substanzen nach VDLUFA) bei 50 µg/kg Boden, der Gehalt für eine nähere Untersuchung liegt bei 1.000 µg/kg Boden (VAN LIDTH DE JEUDE, 1985).

III. 6.2 Polychlorierte Biphenyle in Grünlandböden des Raumes Linz

Die "Summe der PCB" in der vorliegenden Untersuchung bezieht sich, wie bereits in Kap. III. 6.1 dargelegt, auf die Summe der 6 PCB-Kongeneren nach VDLUFA (1985) (Ballschmitter Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180). Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurde mit Literaturwerten nur dann verglichen, wenn als PCB-Summengehalte die Summe dieser 6 Kongeneren herangezogen wurde.

Der *Mittelwert* der PCB-Summenbelastung im Raum Linz beträgt bei 23,9 µg/kg TS. Der *Median* ist 14,2 µg/kg TS (6,4 – 95 µg/kg, n = 26). Der *Referenzwert* des Standortes 20 (Kirchschlag) ist 9,6 µg/kg TS.

Die mittleren PCB-Gehalte in Grünland- und Ackerböden von Baden-Württemberg bewegten sich in derselben Größenordnung. Die Maximalwerte der Grünland- und Ackerböden lagen knapp über 100 µg/kg (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1988). In Linz ergibt sich insgesamt ein ähnliches Belastungsbild.

Wie aus Abb. B.39 ersichtlich, weisen die industrienahe Standorte 1 (Strattnerstraße), 2 (Sportplatz VÖEST), 5 (Siedlung Boschweg) und 11 (Kokerei), aber auch der Standort 34 (Weikerl See) erhöhte PCB-Gehalte auf. Der höchste im Raum Linz gemessene PCB-Summengehalt wurde mit 95 µg/kg TS für den Standort 1 bestimmt.

Dieser Wert liegt ca. 10 x so hoch wie der des Referenzstandortes 20 (Kirchschlag) bzw. wie die der wenig belasteten Standorte im Raum Linz.

Aus dem Vergleich mit dem Richtwert von 1.000 µg PCB/kg für eine nähere Untersuchung nach der "Holländischen Liste" (VAN LIDTH de JEUDE, 1985) kann jedoch abgeleitet werden, daß auch die Standorte mit erhöhten PCB-Gehalten noch keinen Anlaß zu vertiefter Überprüfung geben.

Weitere Anreicherungen sollten jedoch wegen der umwelt- und humantoxikologischen Relevanz dieser Chemikalien vermieden werden.

In Acker- bzw. Grünlandböden in ländlichen Bereichen ist mit PCB-Gehalten von unter 10 µg/kg zu rechnen (KÖNIG et al., 1991). Die geringe Belastung von Ackerböden wurde auch durch Untersuchungen von KAMPE (1987 a) in

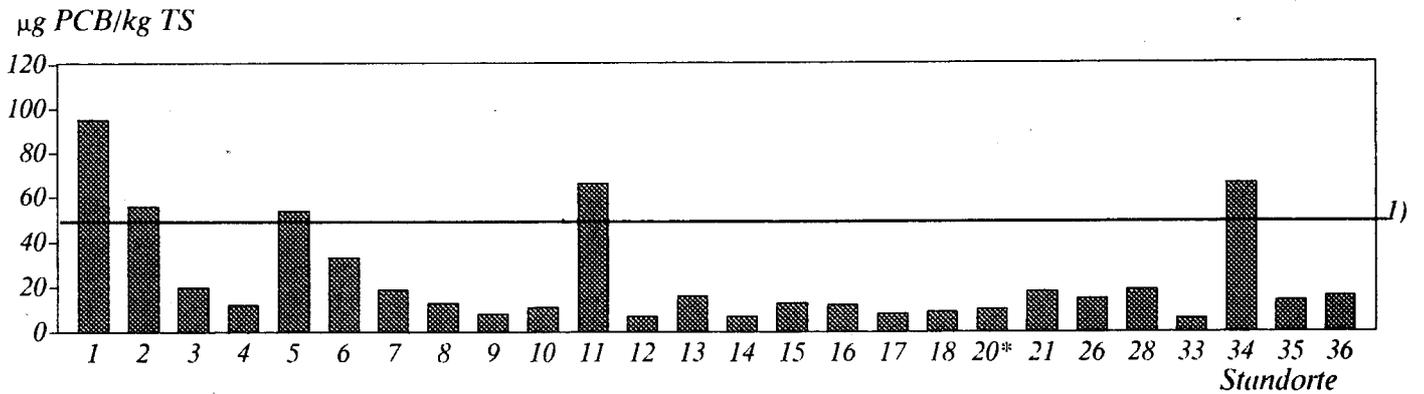
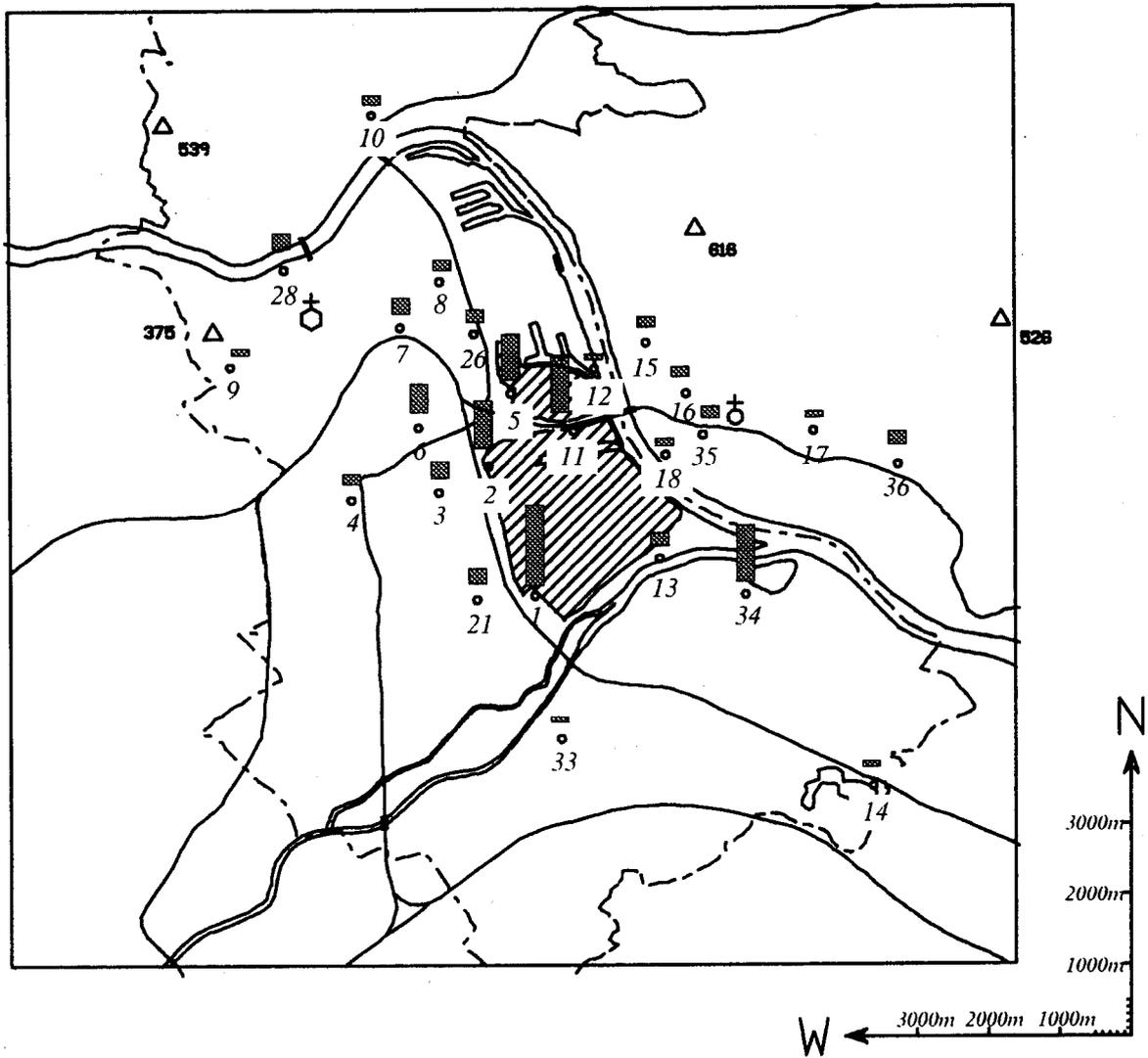
Rheinland-Pfalz und im Saarland bestätigt.

Wie aus Abb. B.39 ersichtlich, liegen auch die PCB-Gehalte der meisten Linzer Grünlandstandorte im Bereich von unter 10 µg/kg bzw. knapp darüber.

Ca. 50 % der PCB-Gehalte von Kleingartenböden in städtischen Gebieten Nordrhein-Westfalens lagen unter 10 µg/kg TS, etwa 45 % zwischen 10 und 50 µg/kg TS und der Rest zwischen 50 und 200 µg/kg TS. Die höchsten Konzentrationen waren in Grünlandböden der Überschwemmungsgebiete vorhanden, wo etwa 25 % der Werte über 200 µg/kg TS lagen (KÖNIG et al., 1991).

Aus einem Vergleich mit Abb. B.39 wird ersichtlich, daß die PCB-Gehalte der Grünlandböden des Linzer Raumes eine gute Übereinstimmung mit den oben zitierten Häufigkeitsbereichen der Kleingartenböden in Nordrhein-Westfalen aufweisen.

Wo die Quellen für die PCB-Gehalte der stärker belasteten Standorte liegen, kann an dieser Stelle nicht geklärt werden. Auffällig ist jedoch, daß sich diese Standorte fast durchwegs im Nahbereich des Industriegeländes befinden (Abb. B.39).



* nicht in Karte

1) Referenzwert (50 $\mu\text{g/kg}$) (aus Leitfaden Bodensanierung, Niederlande, 1988)

Abb. B.39: Polychlorierte Biphenyle in Grünlandböden (0 – 5 cm) des Raumes Linz (Summe der 6 PCB nach VDLUFA in $\mu\text{g/kg}$)

Aus Tab. B.9 bzw. Abb. B.40 sind die Gehalte der einzelnen untersuchten PCB-Kongenere des jeweiligen Standortes zu entnehmen. Wie ersichtlich, tragen in erster Linie die höherchlorierten PCB (Nr. 101, 138, 153, 180) zur Bodenbelastung bei, während die niedrigerchlorierten (Nr. 28, 52) überwiegend in geringen Konzentrationen bzw. gar nicht nachgewiesen werden konnten.

Dieser Umstand konnte in verstärktem Maß auch bei den höher belasteten Standorten beobachtet werden (siehe Abb. B.40). Das Ergebnis steht in guter Übereinstimmung mit den Unterschieden der einzelnen PCB hinsichtlich der chemisch-physikalischen Eigenschaften

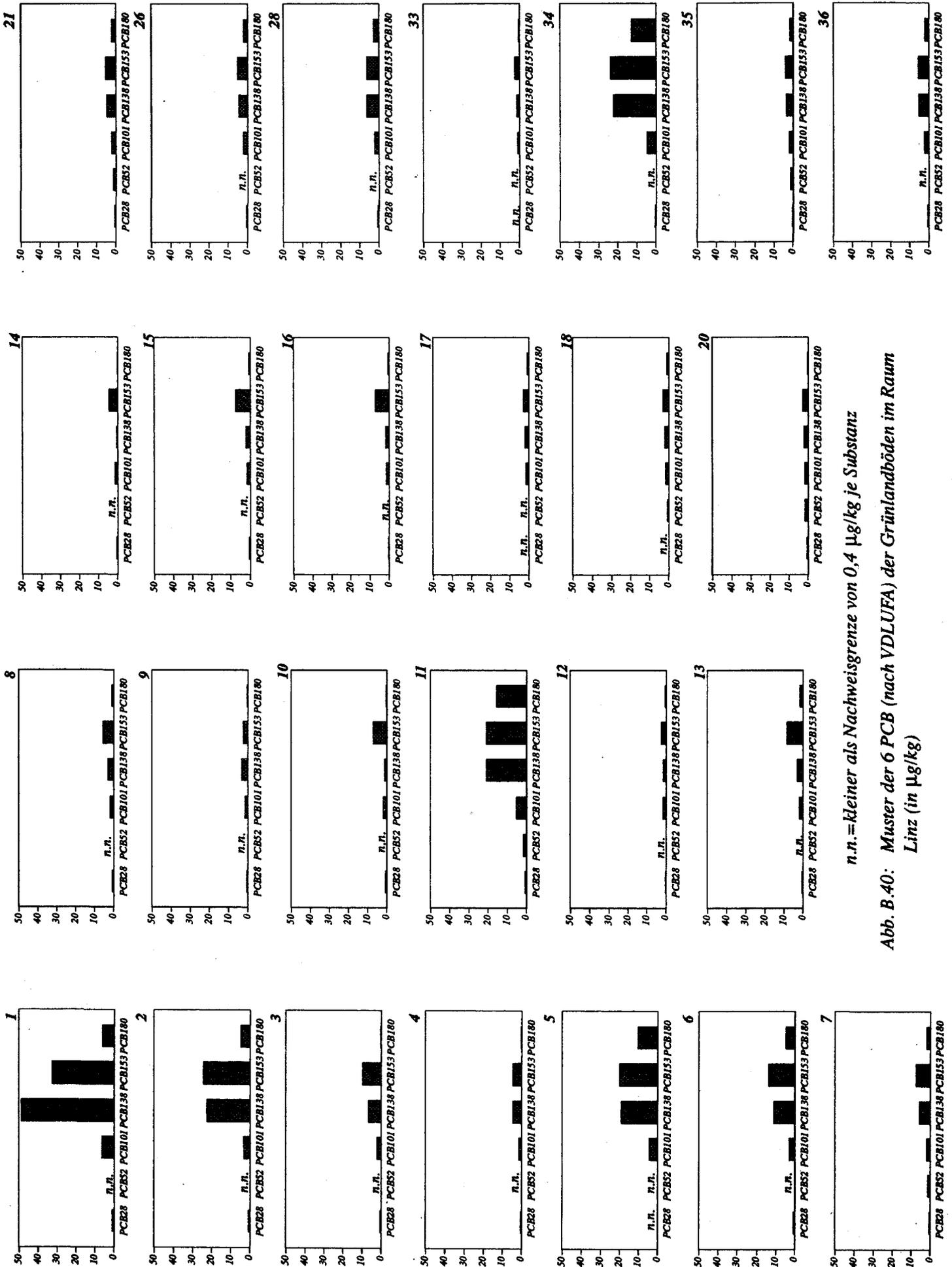
infolge unterschiedlicher Chlorierungsgrade (vgl. Kap. III. 6.1) und bedeutet, daß sich in erster Linie die höherchlorierten PCB im Boden anreichern. Zu berücksichtigen ist aber auch, daß die PCB mit niedrigerem Chlorierungsgrad zu geringeren Anteilen in PCB-haltigen Produkten enthalten sind als jene mit höheren Chlorierungsgrad. Daher werden sie auch in geringerem Maße in die Umwelt freigesetzt.

Ähnliche Gehaltsverteilungen wurden auch von KAMPE (1987) und WITTE et al. (1989) in klärschlammgedüngten Böden vor und nach der Beschlämmung festgestellt.

Tab. B.9: PCB-Gehalte (6 Kongenere nach VDLUFA, Numerierung, Bezeichnung nach BALLSCHMITER und ZELL, 1980) in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in µg/kg)

Standorte	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	PCB 180	ΣPCB
in µg/kg							
1	1,0	n.n.	6,3	49,1	32,7	6,1	95
2	0,9	n.n.	3,3	22,6	24,2	4,9	56
3	0,6	n.n.	2,1	6,7	9,7	0,6	19,6
4	0,6	n.n.	1,5	4,6	4,7	0,4	11,8
5	n.n.	n.n.	4,4	19,2	20,3	10,5	54,3
6	0,7	n.n.	2,9	11,1	13,8	4,8	33,3
7	0,7	1,3	2,0	5,8	7,5	2,0	19,1
8	0,8	n.n.	2,0	3,0	5,7	1,2	12,7
9	0,6	n.n.	1,6	3,3	2,5	0,4	8,3
10	0,7	n.n.	1,8	1,2	7,2	0,6	11,4
11	0,7	1,6	5,4	21,2	21,1	15,7	65,6
12	0,5	n.n.	1,7	1,6	2,5	0,6	6,8
13	0,6	n.n.	2,1	3,1	8,5	1,9	16,2
14	0,5	n.n.	1,4	0,6	4,5	n.n.	7,1
15	0,6	n.n.	1,9	2,2	7,7	0,9	13,2
16	0,5	n.n.	1,6	1,9	7,3	0,7	12,0
17	n.n.	n.n.	1,7	2,0	3,0	0,8	7,5
18	n.n.	0,9	1,8	2,1	3,0	1,1	8,9
20	0,6	1,9	1,8	2,1	2,7	0,5	9,6
21	0,6	1,6	2,4	5,0	5,6	2,3	17,5
26	0,6	n.n.	2,4	4,6	5,2	2,2	14,9
28	0,6	n.n.	2,5	6,4	6,4	3,0	18,9
33	n.n.	n.n.	1,2	1,9	2,7	0,7	6,4
34	0,6	n.n.	4,9	22,7	24,2	13,2	65,6
35	0,6	1,5	2,2	3,6	4,0	1,6	13,5
36	0,7	n.n.	2,4	5,3	5,6	2,3	16,2

n.n. = kleiner Nachweisgrenze von 0,4 µg/kg TS je Substanz



n.n. = kleiner als Nachweisgrenze von 0,4 µg/kg je Substanz
 Abb. B.40: Muster der 6 PCB (nach VDLUFA) der Grünlandböden im Raum Linz (in µg/kg)

III. 6.3 Polychlorierte Biphenyle in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Wie aus Abb. B.41 ersichtlich, ist der industriennähere Waldstandort 19 (Steyr-egg/Im Weih) deutlich höher mit PCB belastet als der Referenzstandort 39. Der Gehalt des Auflagehumus und der darunterliegenden 0 – 5 cm Mineralbodenschicht des Standortes 19 verdeutlichen das eindrucksvoll. In den Schichten 10 – 20 cm und 20 – 30 cm sind diese Unterschiede nicht mehr feststellbar.

Bei beiden Standorten weisen – entsprechend der Bindung der PCB an organisches Material und der geringen Mobilität im Boden (siehe Kap. III. 6.1) – die obersten Bodenschichten deutlich höhere PCB-Gehalte auf. Auf beiden Standorten waren die PCB jedoch auch in den Schichten 10 – 20 cm und 20 – 30 cm gut nachweisbar, mit jeweils geringfügig höheren Gehalten in der 20 – 30 cm-Schicht. Dies ist ein eindrucksvoller Beweis dafür, daß PCB im Boden auch in tiefere Schichten verlagert werden können.

Ähnliche Ergebnisse brachten Untersuchungen von Forst-, Grünland- und Ackerböden in Baden-Württemberg (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1988).

Bei den PAH und den PCDD/F konnte in der gegenständlichen Untersuchung eine Verlagerung in tiefere Schichten nicht abgeleitet werden.

Vergleicht man die Kongenere-Gehalte der einzelnen Tiefenschichten beider Standorte (Tab. B.10, Abb. B.42), so wird ersichtlich, daß eine derartig starke Abnahme der Gehalte der höherchlorierten PCB (Nr. 101, 138, 153 und 180) vom Auflagehumus bis in die Schicht 20 –

30 cm für die Kongenere mit niedrigem Chlorierungsgrad (Nr. 28, 52) nicht beobachtet werden kann.

Dies läßt den Schluß zu, daß in erster Linie die PCB mit niedrigem Chlorierungsgrad im Profil verlagert werden, während die höherchlorierten – bei geringer Verlagerung – in den obersten, humosen Schichten akkumuliert werden.

Eine Belastung des Grundwassers durch Verlagerung von PCB im Boden kann daher zumindest prinzipiell nicht ausgeschlossen werden.

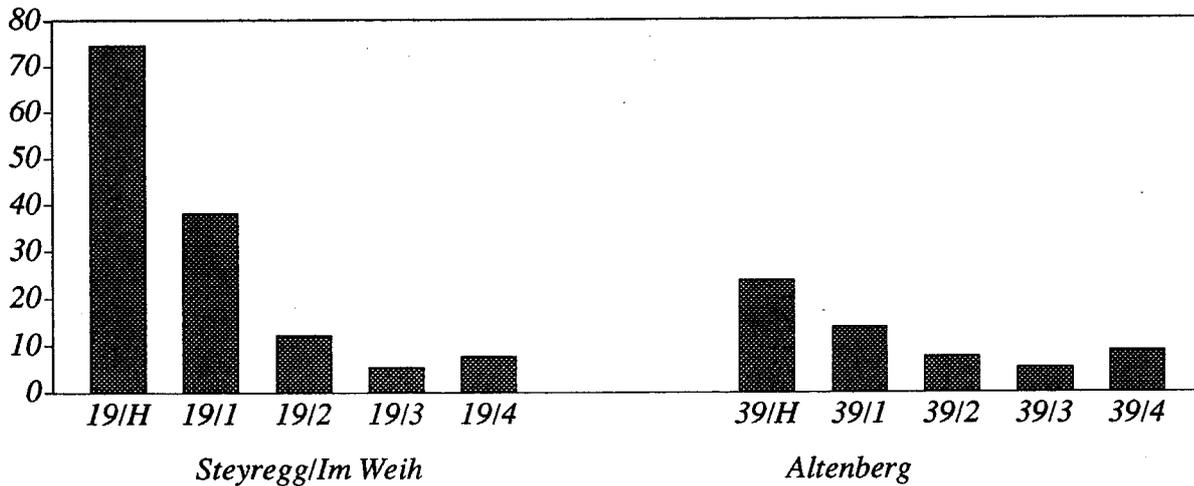
Wie auch schon bei anderen Schadstoffen festgestellt, liegen die PCB-Gehalte des Waldstandortes 19 deutlich höher als die des naheliegenden Grünlandstandortes 16 (vgl. Abb. B.39 mit Abb. B.41). Eine Erklärung dafür kann hier nicht gegeben werden, es könnte aber auf die verstärkten Auskämmeffekte von Luftschadstoffen durch das Kronendach zurückzuführen sein. Höhere PCB-Werte unter Wald als in Grünland- und Ackerböden wurden auch in Baden-Württemberg festgestellt (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1988).

Untersuchungen von PCB in Waldböden sind bisher kaum durchgeführt worden. Eine Einordnung der Linzer Werte ist daher schwierig. In Waldböden Baden-Württembergs lag der mittlere PCB-Gehalt im Auflagehumus bei ca. 85 µg/kg (Maximalwert ca. 450 µg/kg), im darunterliegenden Oberboden bei etwa 40 µg/kg (Maximalwert ca. 180 µg/kg). Im Unterboden unter Wald wurden ähnliche Gehalte wie im Oberboden festgestellt (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1988). Die für den Standort 19 bestimmten Werte entsprechen also etwa den mittleren PCB-Gehalten von Waldböden Baden-Württembergs.

PCB-Gehalte, die in einer ähnlichen Größenordnung wie die des Standortes 19 liegen, wurden für die untersuchten Kongenere PCB 52, PCB 101 und PCB

153 auch im Auflagehumus unter Fichte und Buche im Fichtelgebirge bestimmt (REISCHL et al. 1990).

µg PCB/kg TS



- 1H Humus
- 11 0 – 5 cm
- 12 5 – 10 cm
- 13 10 – 20 cm
- 14 20 – 30 cm

Abb. B.41: Summe der 6 PCB (Summe nach VDLUFA) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in µg/kg)

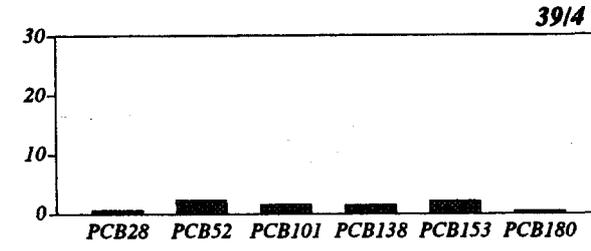
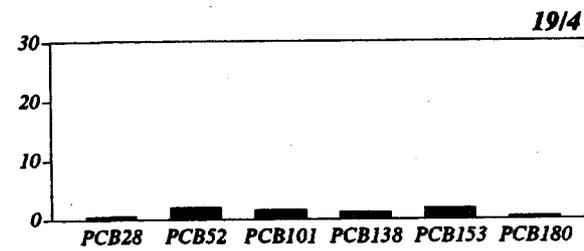
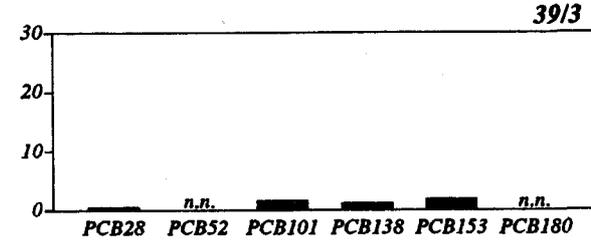
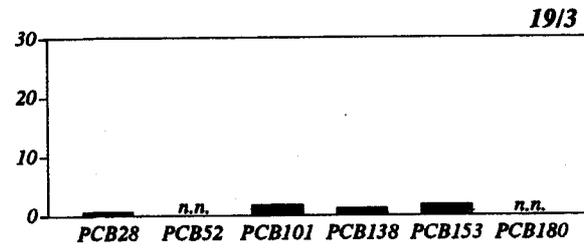
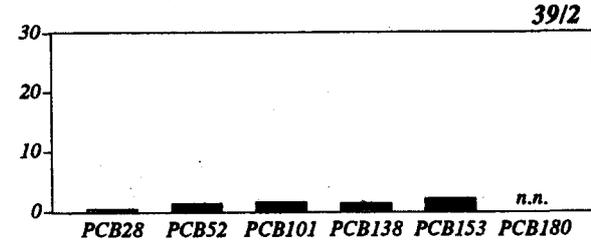
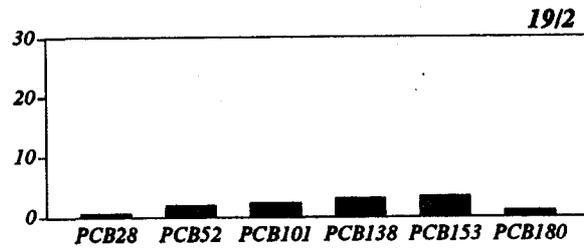
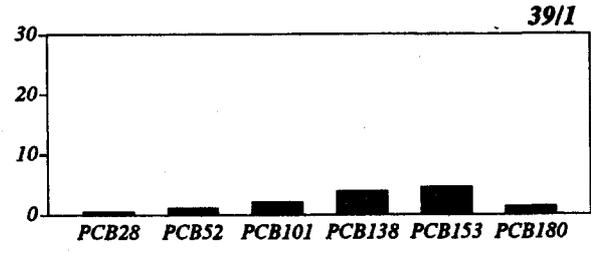
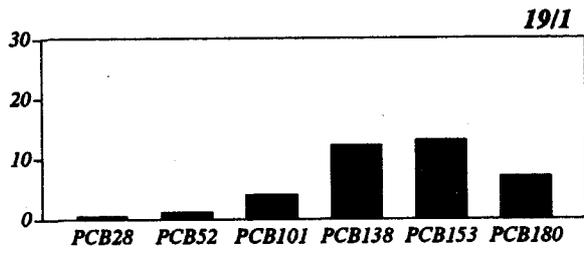
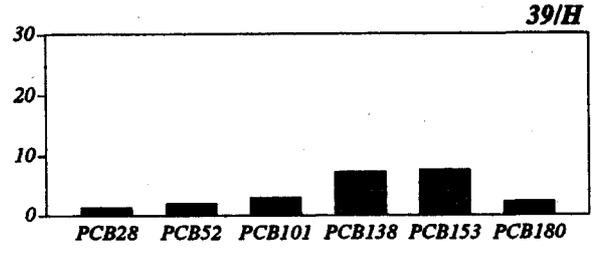
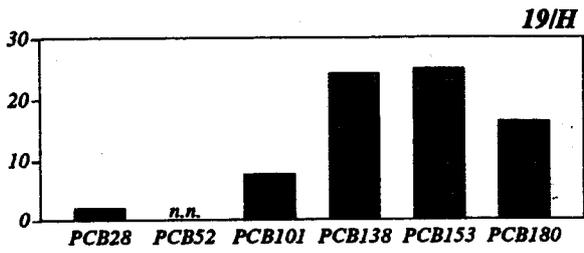
Tab. B.10: PCB-Gehalte (6 Kongenere nach VDLUFA, Numerierung nach BALLSCHMITER und ZELL, 1980) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in µg/kg)

Standorte	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Σ PCB in µg/kg TS
19/H	2,1	n.n.	7,7	24,1	24,3	16,4	24,6
19/1	0,6	1,2	4,1	12,3	13,1	7,1	38,3
19/2	0,6	1,9	2,3	3,1	3,4	1,0	12,2
19/3	0,6	n.n.	1,8	1,2	1,9	n.n.	5,5
19/4	0,6	2,1	1,6	1,2	1,8	0,5	7,8
39/H	1,4	2,1	3,0	7,3	7,6	2,4	23,9
39/1	0,6	1,2	2,1	4,0	4,6	1,4	13,9
39/2	0,7	1,4	1,7	1,5	2,2	n.n.	7,6
39/3	0,5	n.n.	1,6	1,2	1,9	n.n.	5,3
39/4	0,6	2,4	1,7	1,5	2,2	0,5	8,9

* n.n. = kleiner Nachweisgrenze von 0,4 µg/kg je Substanz

Steyregg/Im Weih

Altenberg



n.n. kleiner als Nachweisgrenze von 0,4 µg/kg je Substanz
 /H Auflagehumus
 /1 0-5 cm
 /2 5-10 cm
 /3 10-20 cm
 /4 20-30 cm

Abb. B.42: Muster der 6 PCB (nach VDLUFA) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in µg/kg)

III. 6.4 Statistische Auswertungen der PCB-Bodengehalte der Grünlandstandorte im Raum Linz

III. 6.4.1 Korrelationen zwischen den Bodengehalten einzelner PCB

Wie aus Abb. B.43 ersichtlich, weisen die höher chlorierten PCB (PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180) durchwegs mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von kleiner 1% hohe Korrelationen auf. Von den niedriger chlorierten PCB weist lediglich PCB 28 schwache Korrelationen mit PCB

138, PCB 153 und der Summe der PCB auf. PCB 52 weist mit keinem anderen Kongener eine Korrelation auf; dies kommt deshalb zustande, weil PCB 52 in fast allen Proben unter der Nachweisgrenze liegt.

Im wesentlichen bedeuten diese Ergebnisse, daß bei den meisten Standorten zwischen den Gehalten eines höher chlorierten PCB-Kongeners und den Gehalten der anderen höher chlorierten PCB enge Zusammenhänge hinsichtlich ihrer Höhe bestehen. Für die PCB-Kongener mit niedrigerem Chlorierungsgrad konnte dies in dieser Form nicht abgeleitet werden.

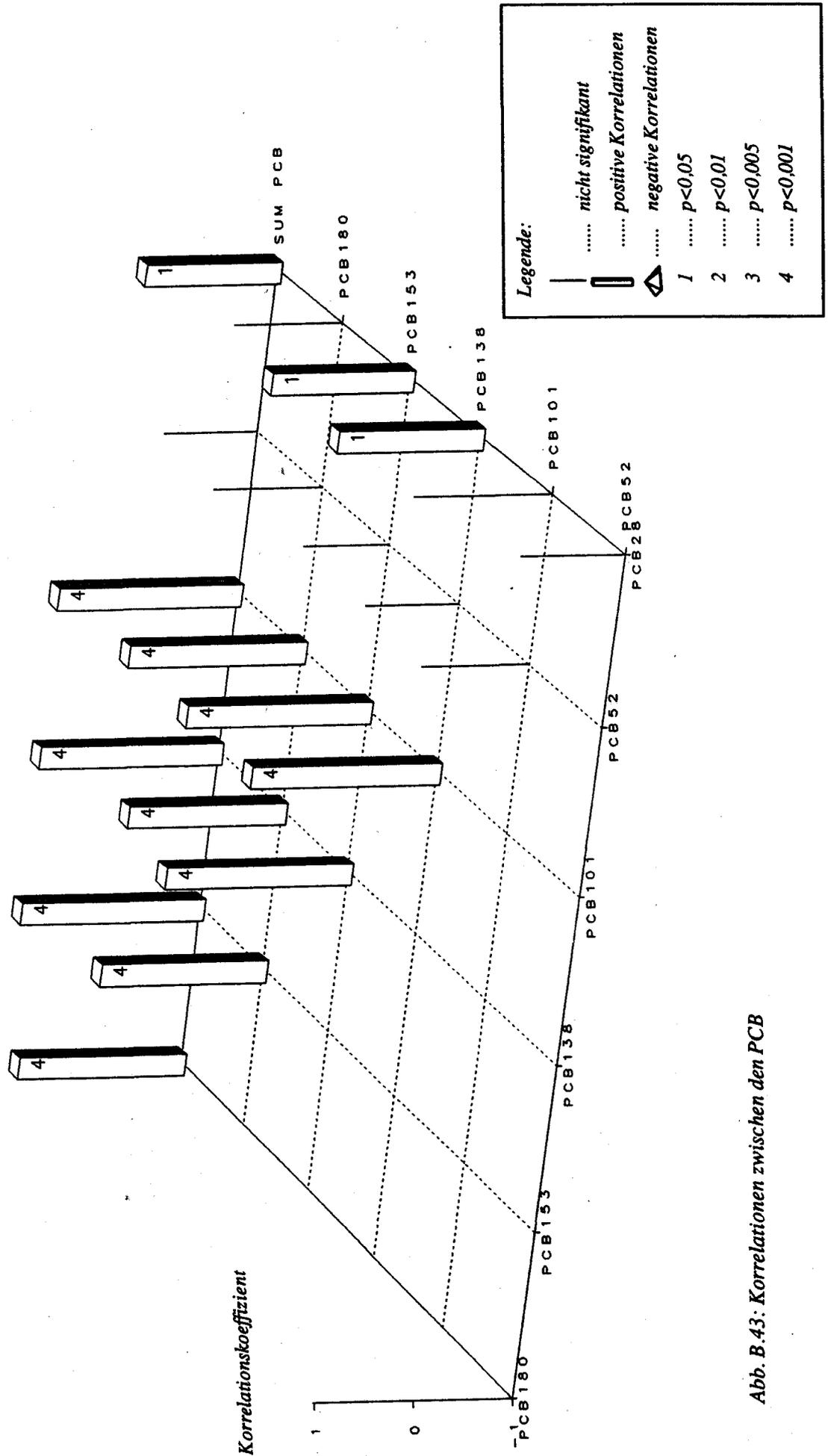


Abb. B.43: Korrelationen zwischen den PCB

III. 6.4.2 Mustervergleiche der einzelnen Standorte für die PCB

Für die Zuordnung der einzelnen Standorte zu Gruppen mit ähnlichem PCB-Muster wurden wiederum Cluster-Analysen durchgeführt. Eine genaue Methoden-Beschreibung der in diesem Zusammenhang durchgeführten Berechnungen ist dem Kapitel II zu entnehmen.

Eine Auswertung der F- und T-Werte der einzelnen Cluster, der Dendrogramme sowie der kanonischen Diskriminanz-Analyse ergab bei den PCB sinnvollerweise eine Bildung von fünf Gruppen.

In Abb. B.44 ist die lagemäßige Zuweisung der Standorte aus dem n-parametrischen in einen dreidimensionalen Raum mittels kanonischer Diskriminanzanalyse ersichtlich. In der dreidimensionalen Projektion sind 95 % der Varianz der Einzeldaten enthalten, sodaß die Datenstruktur nahezu vollständig wiedergegeben wird.

Wie ersichtlich, liegen die Cluster der PCB nicht derart eindeutig voneinander getrennt im Raum wie etwa bei den PCDD/F. Eine Sichtung der F- und T-Werte der einzelnen Cluster sowie der Prozentanteile der Einzelsubstanzen am Gesamtgehalt pro Standort (Abb. B.45) läßt jedoch die Unterscheidungskriterien erkennen.

Spezifisch für den Cluster 1 (Standorte 10, 13, 14, 15, 16) sind die vergleichsweise niedrigeren Anteile von PCB 138 und hohen Anteile von PCB 153 (Abb. B.45). Die Lage dieser Standorte erstreckt sich über die ganze Nord-Süd-Distanz des untersuchten Gebietes. Eine Erklärung für die Ähnlichkeit dieser Standorte hinsichtlich des PCB-Musters kann daher hier nicht gegeben werden. Alle fünf Böden sind gering belastet (vgl. Kap. III. 6.2).

Der größte Cluster (2) enthält 11 Standorte, die ebenfalls alle niedrig belastet sind (vgl. Kap. III. 6.2). Auch sie liegen über das gesamte Stadtgebiet verstreut (Abb. B.46). Ihr Muster fällt weder durch

besonders hohe oder niedrige Anteile einzelner PCB auf (Abb. B.45).

Cluster 3 umfaßt die Standorte 5 (Boschweg), 11 (Kokerei) und 34 (Weikerl See). Alle drei Standorte sind im Vergleich zu den anderen untersuchten Standorten höher belastet (vgl. Kap. III. 6.2). Typisch an ihrem Muster waren vergleichsweise niedrigere Anteile an PCB 28 und PCB 101 und höhere Anteile an PCB 180 als bei den anderen Standorten (Abb. B.45). Die Standorte 5 und 11 liegen benachbart und könnten somit die gleiche Ursache hinsichtlich ihres Musters, aber auch ihrer Belastung haben. Standort 34 läßt sich zwar im Muster zu diesen beiden Standorten zuordnen, die Lage läßt jedoch eine andere Quelle der Belastung vermuten (Abb. B.46).

Cluster 4 beinhaltet die Standorte 1 (Strattnerstraße), 2 (Sportplatz VÖEST), 3 (Berufsschulzentrum), 4 (Hummelhofwald), 6 (Spielplatz Poschacherstraße) und 7 (ORF-Zentrum). Typisch für deren Muster sind niedrige Anteile von PCB 101 und hohe Anteile von PCB 138 (Abb. B.45). In diesem Cluster sind höher belastete und niedrig belastete Standorte vereint (vgl. Kap. III. 6.2). Alle sechs Standorte liegen benachbart und westlich der Industrie, sodaß vermutlich gleiche Quellen für die Ähnlichkeit des Musters bzw. die PCB-Belastung verantwortlich sind (Abb. B.46). Die Standorte 1 und 2 im Nahbereich der VÖEST weisen innerhalb dieses Clusters die höchsten PCB-Belastungen auf (vgl. Kap. III. 6.2), sodaß die Verursacher vermutlich im VÖEST-Gelände liegen dürften.

Referenzstandort 20 (Kirchschlag) wurde durch die Cluster-Analyse als Außen-seiter eingestuft (Abb. B.44). Das charakteristische an seinem PCB-Muster ist der vergleichsweise hohe Anteil von PCB 52 (Abb. B.45). Dieser Standort liegt bereits weit vom Stadtgebiet entfernt, womit verständlich wird, daß er ein in charakteristischer Weise unähnliches Muster zu den anderen Standorten aufweist.

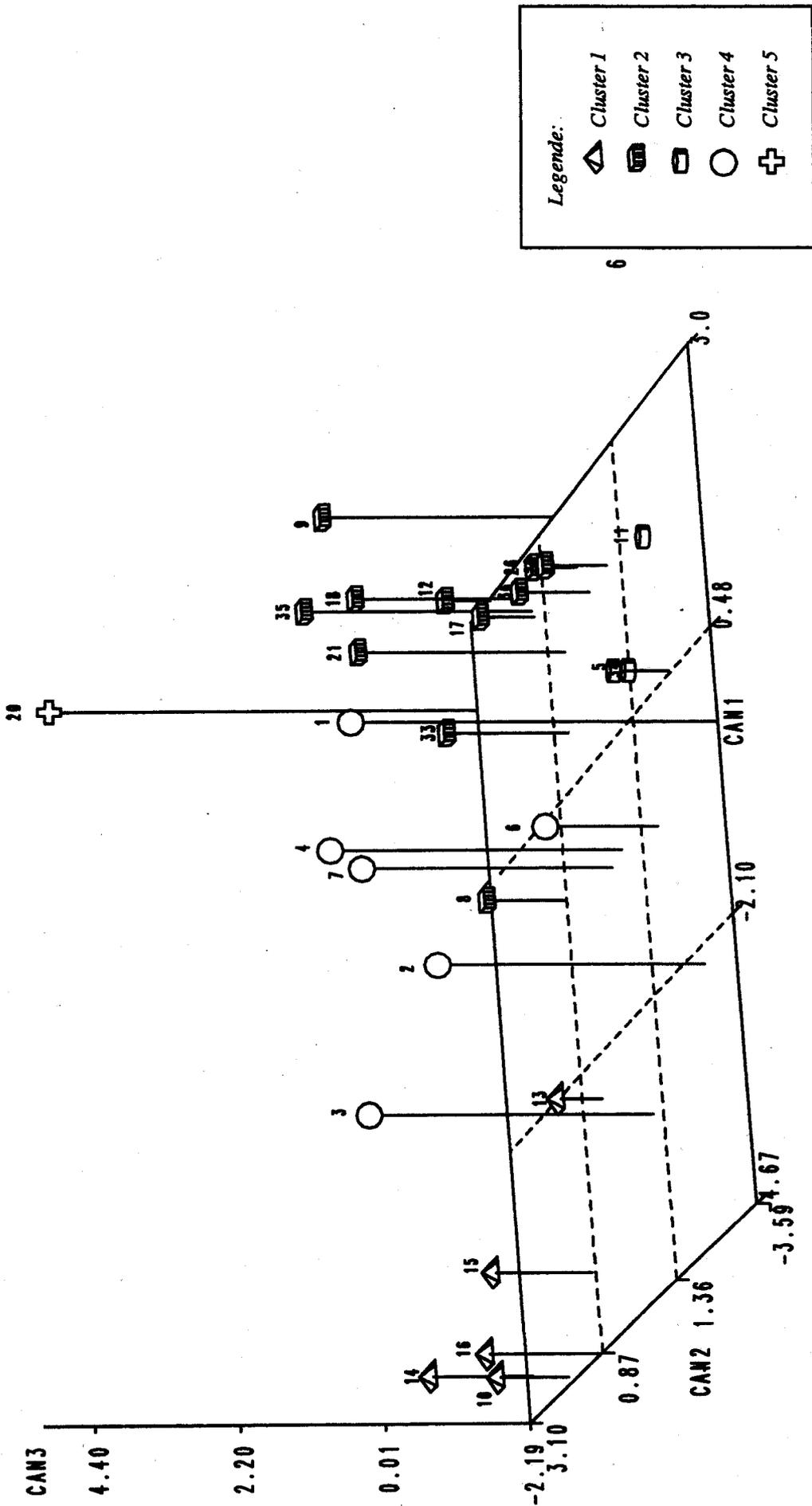


Abb. B.44: Lage der Cluster von Standorten mit ähnlichen PCB-Mustern im dreidimensionalen Raum

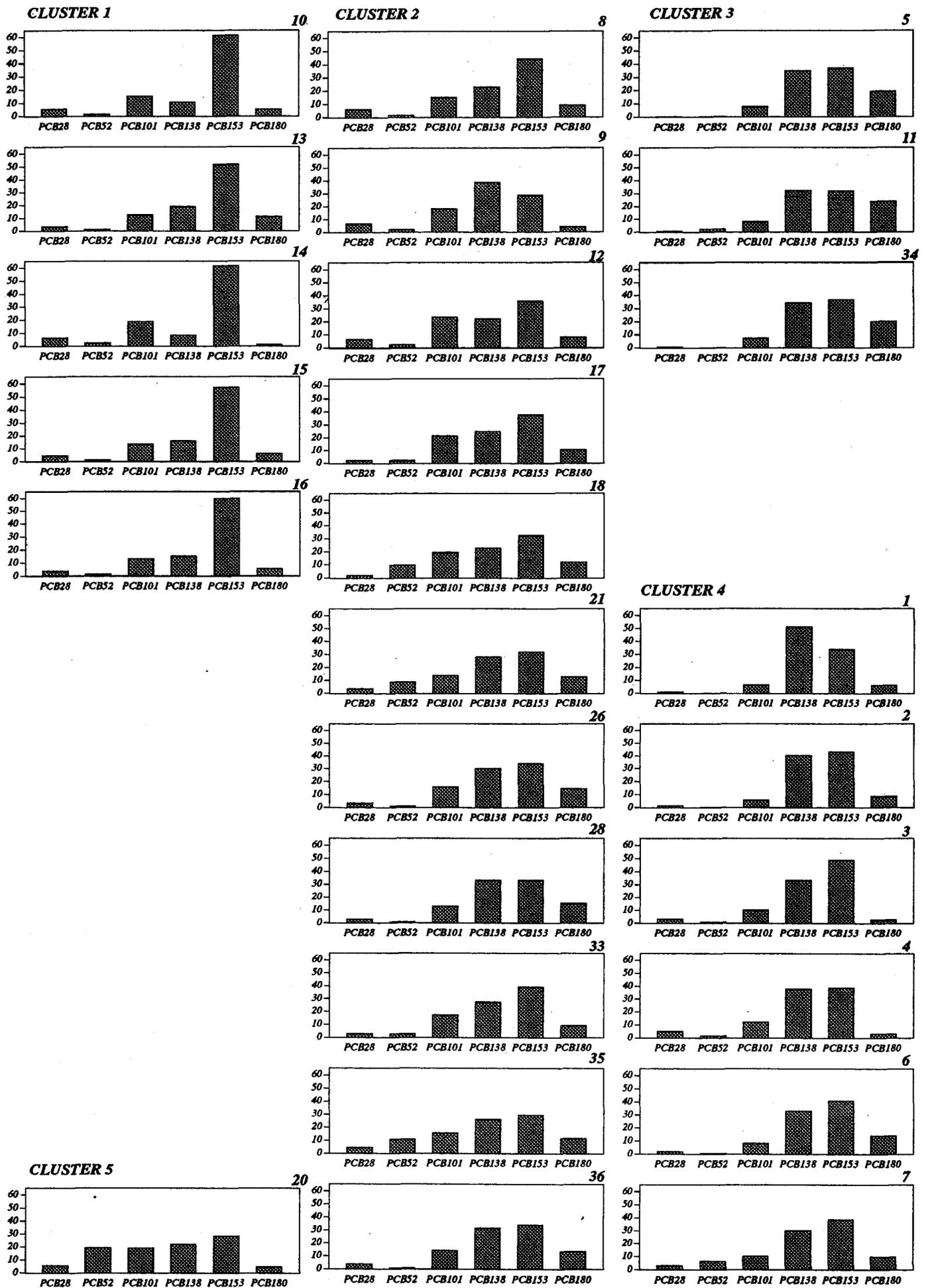


Abb. B.45: PCB-Muster der Grünlandböden im Raum Linz
Standorte nach Zugehörigkeit zu Clustern geordnet
Angaben in % der Gesamtsumme der PCB/Standort

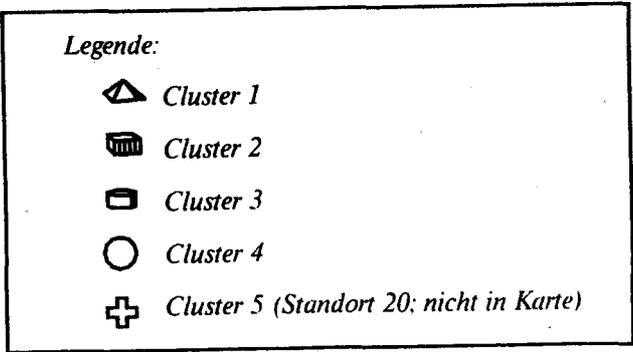
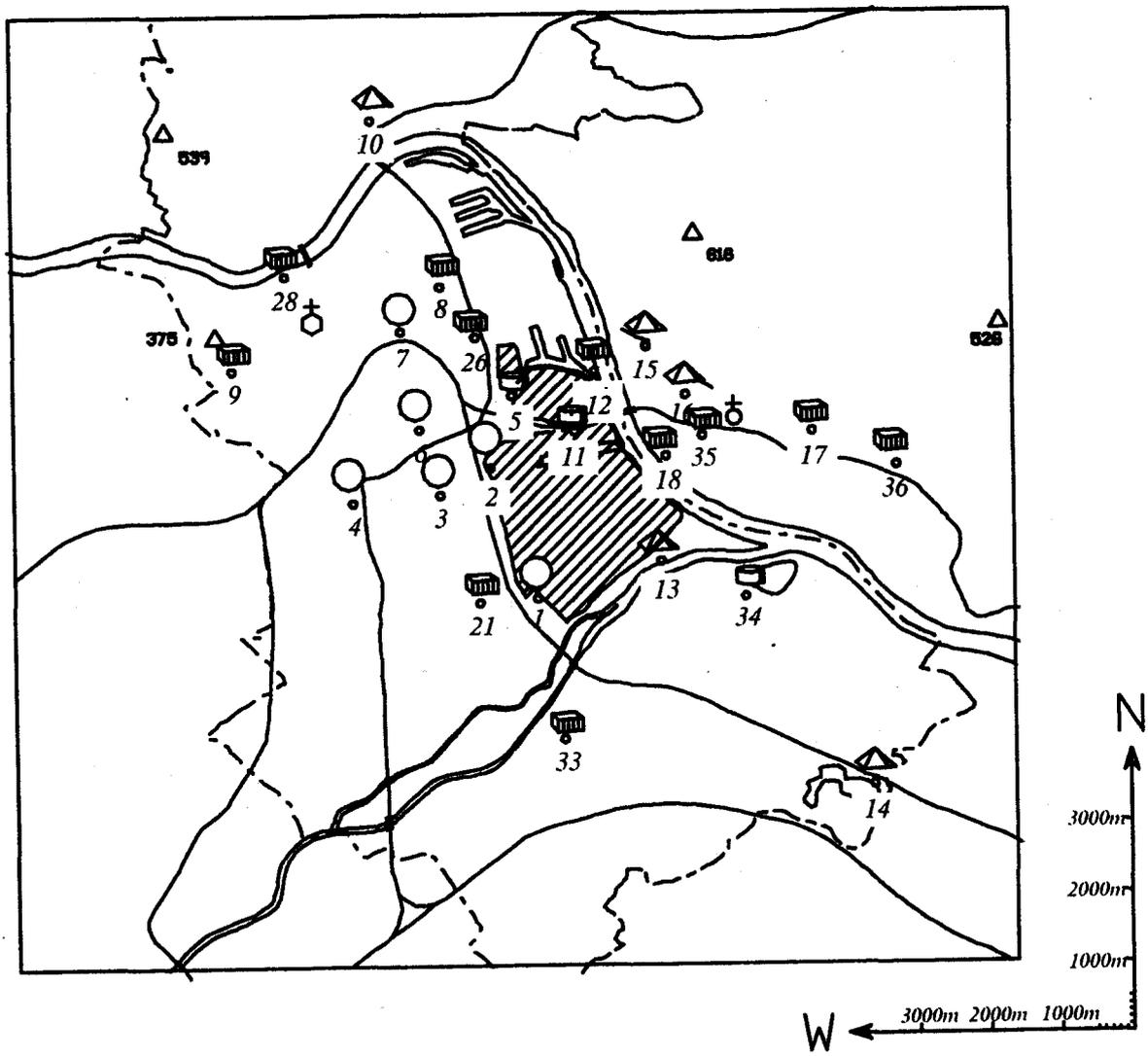


Abb. B.46: Lage der Standorte mit ähnlichen PCB-Mustern im Raum Linz

III. 6.5 Schlußbetrachtung PCB

Die Böden von 26 Grünlandstandorten und 2 Waldstandorten wurden auf PCB (6 Kongenere nach VDLUFA) untersucht.

Die überwiegende Mehrheit der Grünlandböden weist PCB-Gehalte auf, die im bzw. knapp über dem Bereich von "unbelasteten" Böden liegen. Deutlich höher belastet sind allerdings industrienahe Standorte, wobei der Maximalwert mit 95 µg/kg TS für den Standort 1 (Strattnerstraße) etwa das Zehnfache der Hintergrundbelastung beträgt. Der Richtwert für eine nähere Untersuchung nach der "Holländischen Liste" liegt jedoch um eine 10er-Potenz höher, sodaß von einer weiteren Überprüfung abgesehen werden kann.

Aufgrund der entsprechenden Gesetzeslage in Österreich und in vielen anderen industrialisierten Staaten, der stetigen Substitution und laufend verminderten Produktion dieser Substanzen sollte die PCB-Belastung in Zukunft abnehmen.

Einen Hauptanteil an den Gesamtgehalten haben die höherchlorierten PCB. Die höherchlorierten PCB sind zu höheren Anteilen in PCB-hältigen Produkten enthalten als jene mit niedrigerem Chlorierungsgrad und gelangen daher zu höheren Anteilen in die Umwelt. Außerdem sind sie durch eine geringere Verflüchtigung und Verlagerung sowie eine höhere Persistenz als die PCB mit niedrigerem Chlorierungsgrad gekennzeichnet, was eine weitere Ursache für deren höhere Gehalte im Boden darstellt.

Hohe Korrelationen konnten zwischen den Bodengehalten der höher chlorierten PCB gefunden werden. Die niedrig chlorierten PCB weisen hinsichtlich der Belastungshöhe keine bzw. lediglich schwache Zusammenhänge mit anderen PCB auf.

Mittels Mustervergleichen wurden fünf Gruppen von Standorten mit ähnlichen PCB-Mustern separiert. Auffallend ist, daß die westlich des Industriegebietes gelegenen Standorte 1 (Strattnerstraße), 2 (Sportplatz VÖEST), 3 (Berufsschulzentrum), 4 (Hummelhofwald), 6 (Spielplatz Poschacherstraße) und 7 (ORF-Zentrum) im Linzer Raum, die vergleichsweise sowohl höhere als auch niedrigere PCB-Gehalte haben, ähnliche PCB-Muster aufweisen. Die Ursachen für die PCB-Belastung dieser Standorte dürfte daher im Industriegebiet zu suchen sein.

Ein Vergleich der beiden Waldstandorte ergab erwartungsgemäß eine höhere Belastung des industrienäheren Standortes. Die PCB-Belastung nimmt von den oberen zu den unteren Bodenschichten deutlich ab. Gut nachweisbare Gehalte konnten jedoch auch in der Schicht 20 – 30 cm festgestellt werden – ein deutlicher Hinweis auf die Verlagerung von PCB im Boden. Die Gehalte der PCB mit niedrigem Chlorierungsgrad nehmen mit der Tiefe nicht ab.

Am Waldstandort 19 wurden, ähnlich wie bei anderen Schadstoffen, höhere PCB-Gehalte gefunden als am nahegelegenen Grünlandstandort 16.

III. 7 Polychlorierte Dibenzodioxine und polychlorierte Dibenzofurane

III. 7.1 Allgemeines

Chemische Struktur

Polychlorierte Dibenzodioxine und polychlorierte Dibenzofurane (PCDD/F) sind zwei Reihen von planar gebauten, aromatischen Verbindungen mit ähnlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften. In Abb. B.47 sind die

allgemeinen Strukturformeln für die PCDD und PCDF und die Numerierung der Kohlenstoffatome angegeben, die Chloratome tragen können. Daraus ergibt sich für jeden Chlorierungsgrad (Homologe) eine bestimmte Anzahl von Isomeren. Insgesamt beträgt die theoretisch mögliche Zahl an Einzelverbindungen (Kongeneren) bei den PCDD 75 und bei den PCDF 135.

Üblicherweise werden die tetra- bis oktachlorierten Kongeneren bestimmt, da nur sie toxikologische Relevanz besitzen.

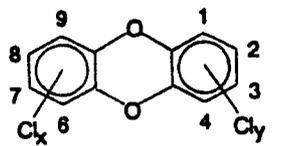
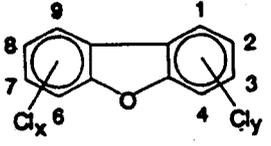
Polychlordibenzo-p-dioxine (PCDD)		Polychlordibenzofurane (PCDF)	
			
Anzahl der Chloratome	Anzahl der PCDD-Isomere	Anzahl der PCDF-Isomere	
1	2	4	
2	10	16	
3	14	28	
4	22	38	
5	14	28	
6	10	16	
7	2	4	
8	1	1	
Kongeneren	75	135	

Abb. B.47: Strukturformeln sowie die durch Chlorsubstitution möglichen 210 Verbindungen, eingeteilt nach Chlorierungsgrad (Homologe), Isomere und Kongeneren. (aus HAGENMAIER, 1989)

Vorkommen in der Umwelt

„Dioxin“ spielt spätestens seit dem Chemieunfall in Seveso im Jahre 1976 in der öffentlichen Umweltdiskussion eine Rolle. Das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin, das damals in größerer Menge freigesetzt wurde, besitzt die höchste Toxizität unter den synthetischen Molekülen.

Mit der Verbesserung der Möglichkeiten der chemischen Analytik in den 80er-Jahren wurde festgestellt, daß alle PCDD/F, wenn auch in sehr unterschiedlichen Konzentrationen, in der Umwelt

nachgewiesen werden können. Sie werden somit als in den industrialisierten Ländern ubiquitär verbreitet angesehen. Ihre außerordentliche Stabilität und gute Fettlöslichkeit führen zu einer Anreicherung in Nahrungsketten. Zusätzlich führt die geringe Flüchtigkeit dazu, daß sich die in erster Linie über den Luftweg eingetragenen PCDD/F im Boden anreichern. Die teilweise außerordentlich hohe akute Toxizität in Verbindung mit den angeführten Eigenschaften (Persistenz und Akkumulierbarkeit) hat die PCDD/F zum Modell für „xenobiotische“

(naturfremde) Substanzen werden lassen, denen besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden muß.

Risikobeurteilung und toxische Äquivalente

Die hohe akute Toxizität einzelner Vertreter dieser Verbindungsklassen ist für die Risikobeurteilung von in der Umwelt nachweisbaren Konzentrationen als nicht relevant zu betrachten. Entscheidend für eine Beurteilung des Gesundheitsrisikos ist vielmehr die Langzeitwirkung kleiner und kleinster Dosen auf den Menschen.

Unter den 210 möglichen Verbindungen nehmen die 2,3,7,8-substituierten PCDD/F eine besondere Stellung ein. Sie werden als toxikologisch wesentlich bedeutsamer als die anderen Kongenere eingestuft. In tierischen Organismen, somit auch in Lebensmitteln tierischer Herkunft und in Humanproben, sind nur die 2,3,7,8-substituierten Kongenere nachweisbar.

Erschwerend für die Risikobeurteilung ist die Tatsache, daß in der Umwelt immer komplexe Gemische verschiedener PCDD/F gefunden werden. Ausreichendes toxikologisches Wissen existiert nur für einzelne Vertreter dieser Verbindungsklassen.

Da die Risikobeurteilung komplexer Mischungen von PCDD/F unumgänglich

ist, ist es inzwischen allgemein üblich, die Konzentrationen der einzelnen Kongenere mit Äquivalenzfaktoren zu gewichten. Die Summe der Produkte aus Konzentration und Äquivalenzfaktor des jeweiligen Kongeners wird als "toxische Äquivalente" (TE) bezeichnet und setzt die Toxizität eines PCDD/F-Gemisches mit der von 2,3,7,8-TCDD in Beziehung. Voraussetzung ist allerdings eine isomerspezifische chemische Analyse mit entsprechenden Nachweisgrenzen, die die Konzentration der 2,3,7,8-substituierten Isomere getrennt ausweist.

Für die Berechnung von toxischen Äquivalenten existiert eine Reihe verschiedener Modelle. Im deutschen Sprachraum war es bisher weitgehend üblich, den Vorschlag des Bundesgesundheitsamtes Berlin (BGA) zu verwenden (Umweltbundesamt Berlin, 1985). Neuerdings gewinnt der Vorschlag für Äquivalenzfaktoren des "Comittee on Challenges of Modern Society" an Bedeutung, die "International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and related Compounds" (NATO-CCMS, 1988).

Tab. B.11 zeigt eine Gegenüberstellung der beiden genannten Äquivalenzfaktorenmodelle. Das I-TEF-Modell ist toxikologisch besser abgesichert. Es zeichnet sich ab, daß es sich international durchsetzen wird. Deshalb sollte ihm in Zukunft der Vorzug gegeben werden.

Tab. B.11: Äquivalenzfaktoren nach I-TEF-Modell (NATO-CCMS 1988) und BGA-Modell (UMWELTBUNDESAMT Berlin, 1985)

Homologe	Anzahl	davon		Äquivalenzfaktor	
		2,3,7,8-subst.	Isomere	I-TEF	BGA
T4CDD	22	1	2,3,7,8-T4CDD	1	1
			andere	-	0,01
P5CDD	14	1	1,2,3,7,8-P5CDD	0,5	0,1
			andere	-	0,01
H6CDD	10	3	2,3,7,8-subst.	0,1	0,1
			andere	-	0,01
H7CDD	2	1	1,2,3,4,6,7,8-H7CDD	0,01	0,01
			anderes	-	0,001
O8CDD	1	1		0,001	0,001
=====					
T4CDF	38	1	2,3,7,8-T4CDF	0,1	0,1
			andere	-	0,01
P5CDF	28	2	1,2,3,7,8-P5CDF	0,05	0,1
			2,3,4,7,8-P5CDF	0,5	0,1
			andere	-	0,01
H6CDF	16	4	2,3,7,8-subst.	0,1	0,1
			andere	-	0,01
H7CDF	4	2	2,3,7,8-subst.	0,01	0,01
			andere	-	0,001
O8CDF	1	1		0,001	0,001
=====					

Die wesentlichen Unterschiede zwischen beiden Modellen bestehen darin, daß einerseits im I-TEF-Modell nur 2,3,7,8-substituierte PCDD/F berücksichtigt werden, während im BGA-Modell auch die übrigen Kongenere herangezogen werden. Andererseits bewertet das I-TEF-Modell zwei mengenmäßig bedeutende Kongenere, nämlich das 1,2,3,7,8-P5CDD und das 2,3,4,7,8-P5CDF mit dem Faktor 0,5 wesentlich höher als das BGA-Modell.

Bei der Bewertung von Bodenproben nach dem I-TEF-Modell werden im all-

gemeinen vergleichbare bzw. knapp niedrigere Werte erhalten als nach dem BGA-Modell. Proben tierischer Herkunft und Humanproben ergeben nach dem I-TEF-Modell Werte, die etwa um den Faktor 1,5 – 2 höher liegen als nach dem BGA-Modell.

Quellen für PCDD/F

Keine der PCDD/F-Einzelverbindungen wurde jemals industriell zu irgendeinem Zweck hergestellt. Sie entstehen ausschließlich ungewollt als Nebenprodukte bei chemischen und thermischen Prozessen, wobei die Anwesenheit von

anorganischem und/oder organisch gebundenem Chlor Voraussetzung ist. Damit stellt sich die Frage, wieweit PCDD/F bereits in vorindustriellen Zeiten in der Umwelt vorhanden waren.

Hinweise darauf geben Untersuchungen von datierten Sedimenten. Sie zeigen, daß die Verteilung von PCDD/F in der Umwelt in größerem Ausmaß etwa mit den 50er-Jahren unseres Jahrhunderts einsetzte (CZUCZWA und HITES, 1986, HAGENMAIER et al., 1986).

Nach HAGENMAIER (1989) sollte bei der Betrachtung, welche Quellen für die Belastung der Umwelt und des Menschen mit PCDD/F eine Rolle spielen, zwischen Quellen, die für einen laufenden Neueintrag von Dioxinen in die Umwelt verantwortlich sind ("Primärquellen") und solchen Quellen, die aus früherem Dioxineintrag gespeist werden ("Sekundärquellen") unterschieden werden. Als Primärquellen kommen nach heutiger Kenntnis Produktionsprozesse der Chlorchemie sowie Verbrennungs- bzw. thermische Prozesse in Frage. Sekundärquellen, die eventuell zur Verbreitung von PCDD/F in der Umwelt und zur Belastung des Menschen beitragen, können kontaminierte Gebiete sein. Aber auch die frühere Anwendung von Pentachlor-

phenol und von polychlorierten Biphenylen (die PCDD/F als Verunreinigung enthalten) ist in diesem Zusammenhang als besonders relevant zu betrachten.

Für verschiedene Länder wurden Abschätzungen der PCDD/F-Emissionen durchgeführt. Darunter sind in Europa eine Abschätzung für Schweden (National Swedish Environmental Protection Board, 1988), mehrere für die Bundesrepublik Deutschland (HAGENMAIER, 1989, GREIM und LINK, 1989, FIEDLER et al., 1990, JAGER und WILKEN, 1990 für Berlin), eine für Großbritannien (Department of the Environment, 1989) und eine für die Schweiz (SCHLATTER und POIGER, 1989) zu nennen.

In Österreich wurden in zwei Studien die PCDD/F-Emissionen abgeschätzt. Eine wurde vom Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf (ORTHOFFER und VESELY, 1990), die andere von der Forschungsgesellschaft Technischer Umweltschutz durchgeführt (SCHEIDL et al., in Vorbereitung, zusammengefaßt in RISS und SCHEIDL, 1990).

Die Ergebnisse der Abschätzungen von ORTHOFFER und VESELY (1990) und von SCHEIDL et al. (in Vorbereitung) zeigen die Tab. B.12 und B.13.

Tab. B.12: Jährliche Dioxinmissionen in Österreich (Basis 1987/88). Angaben als Summe von tetra- bis oktachlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) und als I-TEF-Toxizitätsäquivalente (EQ). (aus: ORTHOFER und VESELY, 1990)

	Summe PCDD/F [g/a]	EQ [g/a]
Verbrennungsprozesse		
Hausmüllverbrennung	170 (60–680)	3 (1–14)
Sondermüllverbrennung	240 (80–400)	6 (2–10)
Spitalsmüllverbrennung	220 (40–590)	4 (1–11)
Klärschlammverbrennung	4	< 1
Kraftfahrzeugverkehr	20 (6–20) ^{a)}	< 1 ^{b)}
Kleinf Feuerungen	2.600 (1.500–7.300)	70 (40–230)
Kalorische Kraftwerke	< 3	<< ^{c)}
Strohverbrennung	600 (240–960)	10 (4–16)
Metallurgie	950 (20–1.900)	19 (<1–38)
Tabakkonsum	<< ^{c)}	<< ^{c)}
Summe (gerundet)	5.000 (2.000–12.000)	112 (50–320)
Sonstige		
Zellstoffbleiche		4
Chloraromate (kumul. 30 J)		12.000

^{a)} Aber: 650 g tetra- bis octabromierte Verbindungen (als Summe PBDD/PBDF)

^{b)} Incl. den bromierten DD/DF, die ca. 3/4 der Äquivalente ausmachen.

^{c)} im Vergleich zu den anderen Posten vernachlässigbar gering

Tab. B.13: Jährliche abschätzbare Dioxinmissionen in Österreich in g toxische Äquivalente (TE) nach dem I-TEF-Modell (SCHEIDL, in Vorbereitung, cit. nach RISS und SCHEIDL, 1990)

	g TE/a
Hausmüllverbrennung	2,4 – 7
Sonderabfallverbrennung	0,3 – 24
Verbrennung von Industrie- und Gewerbeabfällen	5 – 20
Verbrennung von Krankenhausabfällen	2 – 8
Klärschlammverbrennung	< 0,5
Kalorische Kraftwerke	< 1
Holzverbrennung in Anlagen	1 – 5
Hausbrand	?
Altölverbrennung	< 0,5
Automobilverkehr	0,1 – 0,4
Metallerzeugende und verarbeitende Industrie	
Aluminium	1 – 10
Kupfer	5 – 40
Eisen	1 – 5
Zink und Blei	1 – 6
Zellstoffherzeugung	1 – 10
Gesamtemissionen	20 – 140

Aus beiden Abschätzungen geht hervor, daß die Metallindustrie in Österreich eine wesentliche Emittentengruppe darstellt. Dazu ist anzumerken, daß in beiden Abschätzungen Emissionen des in der Vergangenheit wahrscheinlich größten PCDD/F-Emittenten Österreichs, der Kupferhütte Brixlegg, enthalten sind. Wesentliche Emissionsquellen der Kupferhütte Brixlegg können heute als saniert angesehen werden. Der niedrigere Wert für den metallurgischen Bereich in der Abschätzung des Forschungszentrums Seibersdorf beruht darauf, daß Emissionsmessungen aus dem Jahr 1988 (vor der Sanierung) noch nicht zugänglich waren.

Weiters ist darauf hinzuweisen, daß bei der Hausmüllverbrennung der größte der drei Emittenten, die Müllverbrennungsanlage Wels, mittlerweile nicht mehr in Betrieb ist. Die MVA Spittelau in Wien ist mittlerweile mit einem (erweiterten) DeNO_x-Katalysator ausgerüstet, mit dem der Grenzwert für Dioxin-Emissionen aus dem Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen eingehalten werden kann. Die MVA Flötzersteig (Wien) und die Sonderabfallverbrennungsanlage in Wien sollen ebenfalls saniert werden (vgl. RISS, 1992).

Der Bereich der Verbrennung von Industrie- und Gewerbeabfällen in der Abschätzung der Forschungsgesellschaft Technischer Umweltschutz ist als sehr unsicher einzuschätzen, da entsprechende Datengrundlagen und Messungen fehlen. Insgesamt ist diesem Bereich große Aufmerksamkeit zu schenken.

Die Kleinf Feuerungen machen in der Abschätzung des Forschungszentrums Seibersdorf 63% der gesamten Emissionen aus. Dieser Wert ist aus Untersuchungen von Kaminruß (THOMA, 1988) hochgerechnet. Echte Emissionsmessungen an Kleinf Feuerungsanlagen sind bisher nicht durchgeführt worden, was

eine Abschätzung in diesem Bereich äußerst unsicher macht. Der Hausbrand könnte allerdings einen wesentlichen Beitrag zu den Gesamtemissionen leisten.

Besonders hervorzuheben ist die Abschätzung des Dioxin-Gesamt-Eintrags von insgesamt 12.000 g TE (kumuliert über die letzten 30 Jahre) als Folge der Verunreinigung von Chloraromaten, was die besondere Rolle der Sekundärquellen unterstreicht.

Zu beiden Abschätzungen ist anzumerken, daß sie bei den meisten Emittentengruppen zu vergleichbaren Ergebnissen kommen. Eine Sanierung bekannter Dioxinquellen scheint dringend erforderlich zu sein. Es muß aber damit gerechnet werden, daß möglicherweise wesentliche Quellen, insbesondere Sekundärquellen, einer Sanierung nicht zugänglich sind.

III. 7.2 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane in Grünlandböden des Raumes Linz

Die Auswahl der Probeflächen und die Probenahme sind in Kapitel II beschrieben. An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, daß die Probenahme auf Grünlandstandorten durchgeführt wurde, die über einen langen Zeitraum nicht bearbeitet worden sind. Da PCDD/F im Boden äußerst immobil sind, reichern sie sich bei Eintrag über den Luftweg in der obersten Bodenschicht an. Erfahrungen von einem mit PCDD/F kontaminierten Standort in Brixlegg bestätigen dies (RISS et al., 1990 a). Um zu vermeiden, daß sich in gering belasteten Bodenproben die PCDD/F der Nachweisbarkeit entziehen, wurde eine nur geringe Probenahmetiefe von 5 cm gewählt. Damit läßt sich ein schärferes Bild der räumlichen Verteilung der PCDD/F gewinnen.

Wegen der Aufwendigkeit der PCDD/F-Analytik wurden von allen beprobten Standorten in zwei Untersuchungsreihen insgesamt 13 Grünlandstandorte für die PCDD/F-Untersuchung ausgewählt.

Abb. B.48 zeigt die Ergebnisse als Summe der tetra- bis oktachlorierten Dibenzodioxine und -furane in ng/kg luft-trockenem Boden.

Die *Summen der PCDD/F* der untersuchten Standorte liegen *zwischen 176 und 1074 ng/kg* mit dem *Median bei 277 ng/kg*. Es konnten in allen Proben PCDD/F nachgewiesen werden.

Die Ergebnisse in *toxischen Äquivalenzen nach dem I-TEF-Modell* ausgedrückt, sind in Abb. B.49 dargestellt. Die Werte liegen *zwischen 1,6 und 14,4 ng/kg* Boden, wobei der *Median 3,3 ng/kg* beträgt. Die *toxischen Äquivalente berechnet nach dem Vorschlag des BGA* unterscheiden sich davon kaum

und liegen *zwischen 1,8 und 15,5 ng/kg* Boden (*Median 3,3 ng/kg*).

Die höchste Belastung mit 14,4 ng TE/kg (nach I-TEF) wurde am Standort 8 (Wirtschaftshof der Stadt Linz) in der Nähe der seit einiger Zeit stillgelegten Spitalmüllverbrennungsanlage des Allgemeinen Krankenhauses gefunden. An den zwei Standorten am Prallhang zum Industriegebiet (15 – Steyregg/Obernbergen und 16 – Steyregg/Im Weih) wurden mit 12,4 und 13,9 ng TE/kg (nach I-TEF) ähnliche Werte wie am Standort 8 gemessen. Die übrigen Werte sind gegenüber Hintergrundwerten leicht erhöht.

In Abb. B.50 sind die Muster der Absolutgehalte dargestellt, eine nähere Interpretation der einzelnen Muster ist dem Kap. B.III. 7.4.2 zu entnehmen.

Die Einzelergebnisse der PCDD/F-Untersuchung der Grünlandstandorte sind in Tab. B.14 aufgelistet.

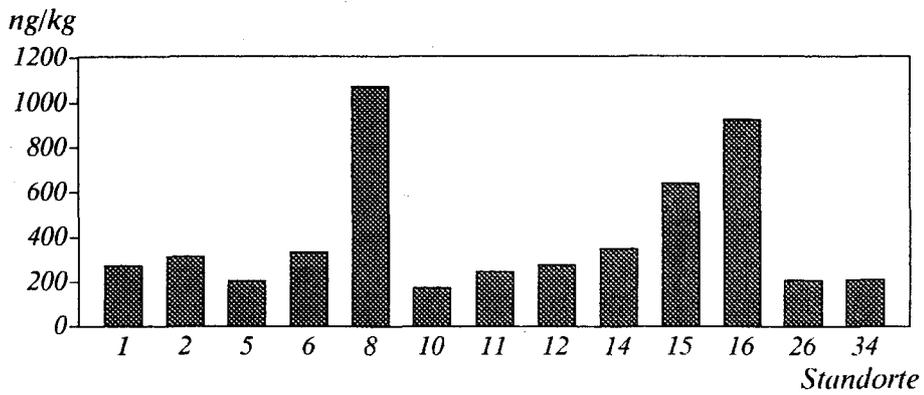
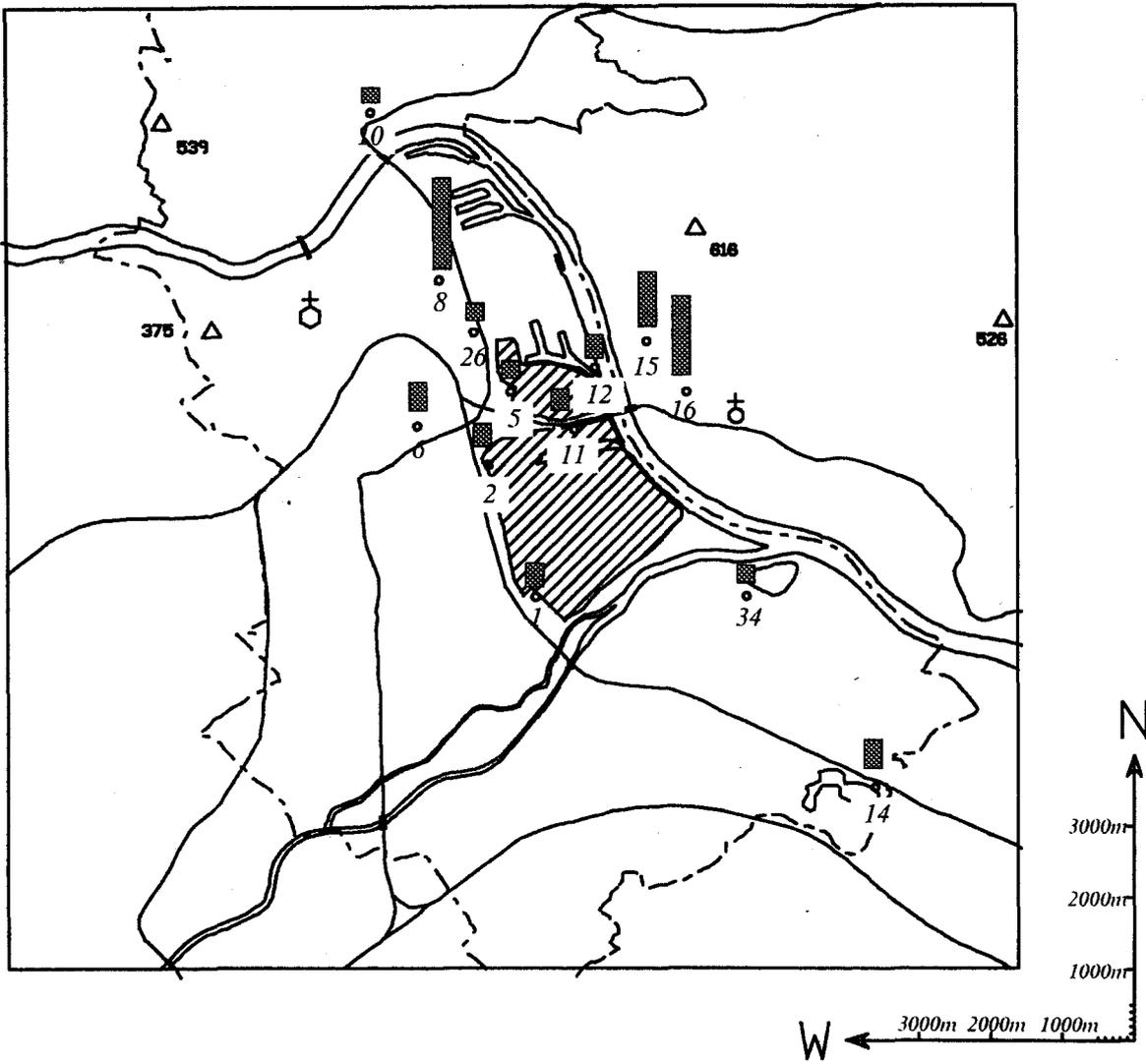


Abb. B.48: Summe der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in ng/kg)

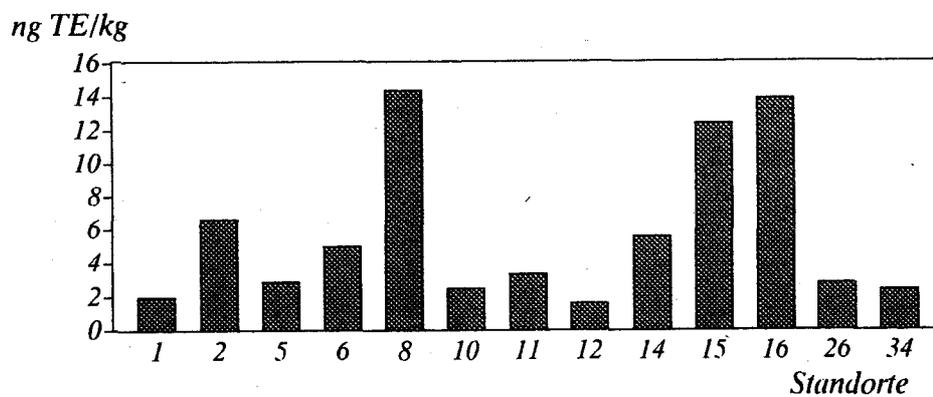
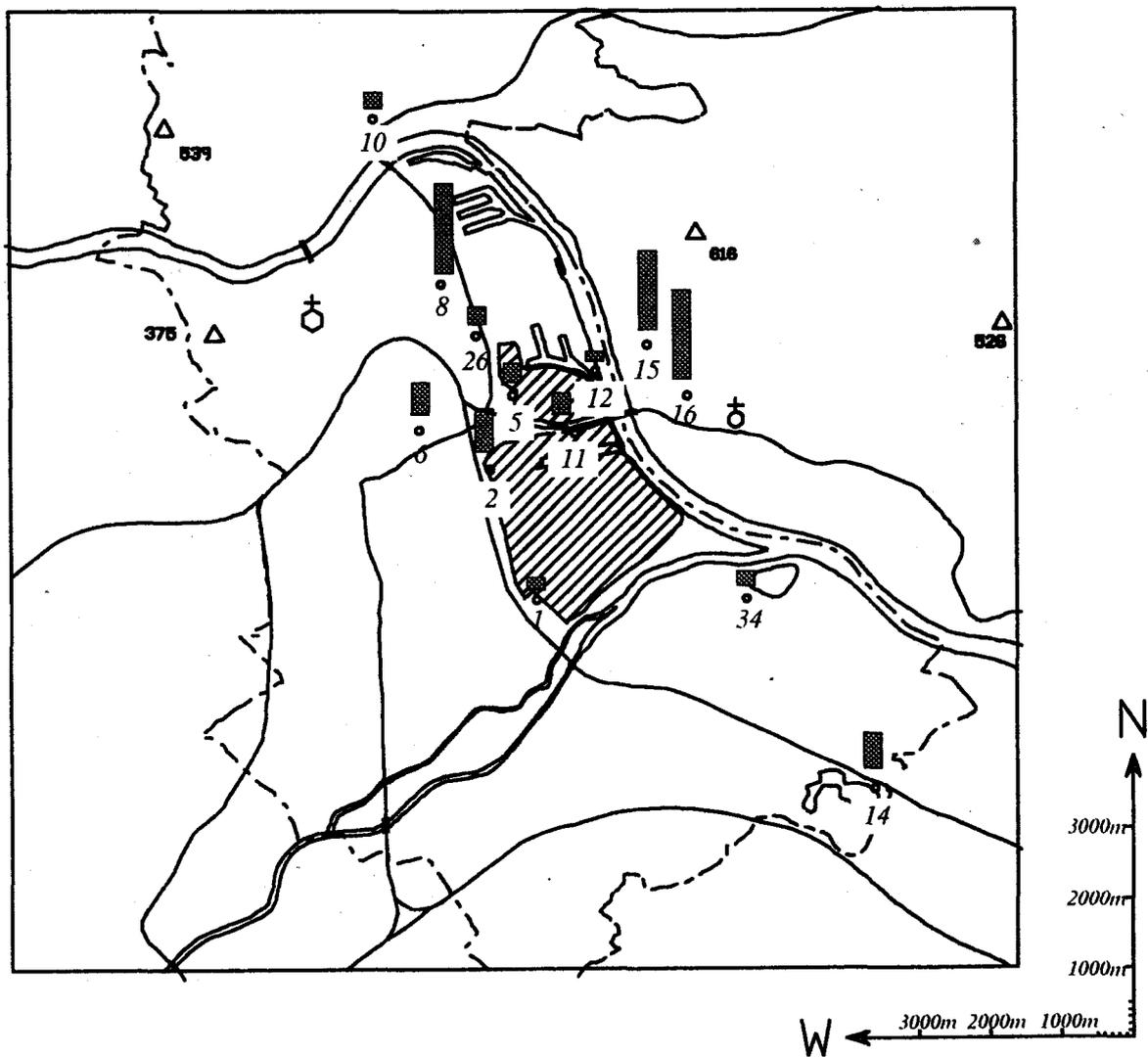


Abb. B.49: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane in Grünlandböden (0 – 5 cm) des Raumes Linz (in ng toxische Äquivalente/kg berechnet nach I-TEF-Modell)

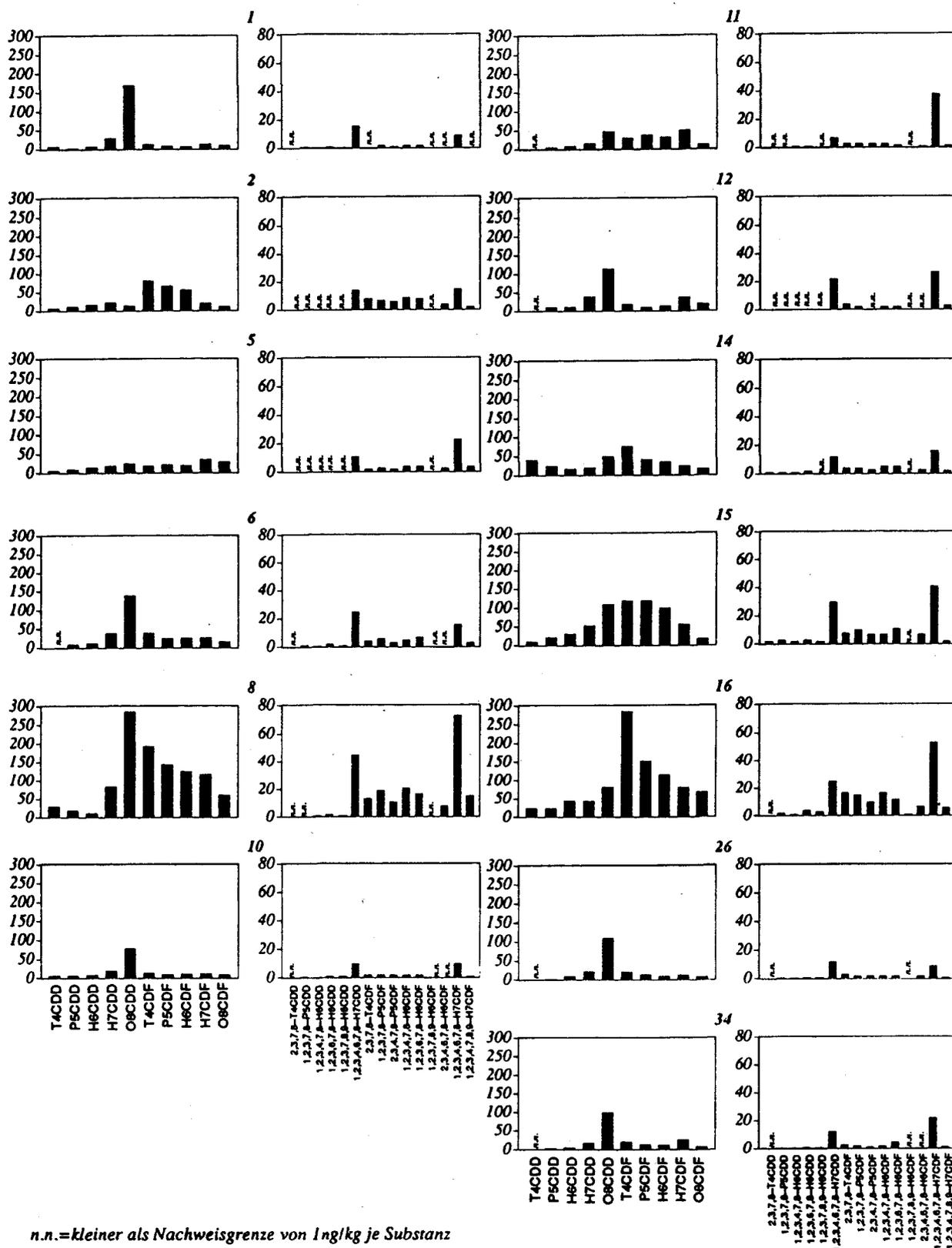


Abb. B.50: Homologen- und Kongeneren-Muster der PCDD/F der Grünlandböden im Raum Linz (in ng/kg)

Tab. B.14: PCDD/F-Gehalte der Grünlandböden (0 - 5 cm) im Raum Linz (in ng/kg)

	STANDORTE														
	1	2	5	6	8	10	11	12	14	15	16	26	34		
T4CDD	8	8	6	n.n.	30	6	n.n.	n.n.	41	10	25	n.n.	n.n.		
P5CDD	3	12	10	9	19	6	6	11	25	22	25	2	3		
H6CDD	8	17	15	11	12	8	10	12	17	32	45	9	6		
H7CDD	30	24	20	39	85	20	17	40	21	53	44	22	18		
O8CDD	170	14	26	140	286	79	48	114	50	110	83	110	100		
Summe PCDD	219	75	77	199	432	119	81	177	154	227	222	143	127		
T4CDF	14	82	20	40	194	14	30	18	76	120	285	21	22		
P5CDF	9	67	23	25	144	9	38	11	42	120	152	14	14		
H6CDF	8	57	21	26	125	12	33	14	35	100	116	9	13		
H7CDF	14	22	36	27	118	13	51	38	25	56	81	13	27		
O8CDF	11	12	30	17	61	9	13	19	17	18	69	8	9		
Summe PCDF	56	240	130	135	642	57	165	100	195	414	703	65	85		
Summe PCDD/F	275	315	207	334	1074	176	246	277	349	641	925	208	212		
2,3,7,8-T4CDD	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1	2	n.n.	n.n.	n.n.		
1,2,3,7,8-P5CDD	0,7	n.n.	n.n.	1,3	n.n.	0,6	n.n.	n.n.	1	3	2	0,4	0,3		
1,2,3,4,7,8-H6CDD	0,3	n.n.	n.n.	0,6	1	0,3	1	n.n.	1	2	1	0,6	0,3		
1,2,3,6,7,8-H6CDD	0,9	n.n.	n.n.	2	2	0,8	1	n.n.	2	3	4	0,9	0,7		
1,2,3,7,8,9-H6CDD	0,4	n.n.	n.n.	0,8	1	0,7	n.n.	n.n.	n.n.	2	3	0,9	0,7		
1,2,3,4,6,7,8-H7CDD	16	14	11	25	45	10	7	22	12	30	25	12	12		
2,3,7,8-T4CDF	n.n.	8	2	4	13	2	3	4	4	8	17	3	3		
1,2,3,7,8-P5CDF	2	7	3	6	19	2	3	2	4	10	15	2	2		
2,3,4,7,8-P5CDF	1,2	6	2	3	11	2	3	n.n.	3	7	10	2	1,1		
1,2,3,4,7,8-H6CDF	2	9	4	5	21	2	3	2	5	7	17	2	2		
1,2,3,6,7,8-H6CDF	2	8	4	7	17	2	2	2	5	11	12	2	5		
1,2,3,7,8,9-H6CDF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1	n.n.	n.n.		
2,3,4,6,7,8-H6CDF	n.n.	4	3	n.n.	8	n.n.	1	n.n.	3	7	7	2	n.n.		
1,2,3,4,6,7,8-H7CDF	9	15	23	16	73	10	38	27	16	41	53	9	22		
1,2,3,4,7,8,9-H7CDF	n.n.	2	4	3	15	0,7	2	3	2	2	6	0,8	1,1		
TCDD-Äquivalente nach BGA	1,8	6,6	3,0	4,4	15,4	2,0	3,3	2,2	6,3	12,3	15,5	2,3	2,4		
TCDD-Äquivalente nach I-TEF	2,0	6,6	2,9	5,0	14,4	2,5	3,3	1,6	5,6	12,4	13,9	2,8	2,4		

n.n. = nicht nachweisbar, Nachweisgrenze < 1 ng/kg für die Einzelisomere

Vergleich mit anderen Untersuchungen

In Österreich wurden bisher nur wenige Bodenuntersuchungen auf PCDD/F durchgeführt. Anzuführen sind Untersuchungen in der Umgebung eines wesentlichen Emittenten, der Kupferhütte Brixlegg, im Stadtgebiet von Wien und im Gemeindegebiet von Steyregg.

In der Umgebung der Kupferhütte Brixlegg wurden in den obersten 5 cm von ungestörten Böden auf 20 untersuchten Grünlandstandorten Werte von 0 – 332 ng TE/kg (nach I-TEF) gefunden. Die Summe der PCDD/F betrug am höchst belasteten Standort in der Nähe des Emittenten 24.300 ng/kg. Bemerkenswert bei dieser Untersuchung war, daß in 2,5 km Entfernung außerhalb der Hauptwindrichtung vom Emittenten bei Nachweisgrenzen von 1 ng/kg kein einziges Kongener nachgewiesen werden konnte (RISS, 1990; RISS et al., 1990).

In Wien wurden, abgesehen von einem Gartenboden, in den Flugasche einer Müllverbrennungsanlage eingearbeitet worden war, bei 13 Proben bis 830 ng/kg als Summe der PCDD/F gefunden (WURST et al., cit. in LÖFFLER, 1989).

Im Gemeindegebiet von Steyregg wurde bei 12 Proben für die Summe der PCDD/F 1.140 ng/kg als höchster Gehalt gemessen (BOOS et al., 1990). Bei den vergleichbaren Standorten entsprechen die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung.

Bei den beiden letztgenannten Untersuchungen ist keine Angabe in TE möglich, da die Analysen nicht isomerenspezifisch durchgeführt wurden.

Ausländische Untersuchungen zeigen, daß – abgesehen von Altlasten aus der chlororganischen Produktion, bei Chemieunfällen bzw. extensiver Anwendung verunreinigter Herbizide – vor allem in der nahen Umgebung von Emittenten

außerordentlich hohe PCDD/F-Gehalte vorkommen können.

In der Bundesrepublik Deutschland wurden teilweise umfangreiche Bodenuntersuchungsprogramme auf PCDD/F durchgeführt. So wurden z. B. in Baden-Württemberg bis 1989 insgesamt nahezu 600 Bodenproben analysiert. Der für Bodenproben ohne erkennbare Belastung ermittelte geometrische Mittelwert für 40 Proben lag bei 0,7 ng TE/kg. Eine deutliche Erhöhung war bei Klärschlammanwendung erkennbar (geometrischer Mittelwert in zwei Meßreihen 2,3 und 3 ng TE/kg). Extremwerte wurden in der Umgebung einer Kabelverschmelzanlage und einer Metallrückgewinnungsanlage festgestellt (HAGENMAIER, 1989).

In der Umgebung der Metallrückgewinnungsanlage in Rastatt, Baden-Württemberg, wurden Bodengehalte von mehreren tausend (bis 7.926) ng TE/kg gefunden (Landtag von Baden-Württemberg, 1991). Der Höchstwert von 100.800 ng TE/kg wurde nahe einer Entlüftung der Anlage gemessen (WUTHE et al., 1990). Die Metallrückgewinnungsanlage ist nicht mehr in Betrieb.

Ebenfalls in Baden-Württemberg liegt der Standort der ehemaligen Kabelverschmelzanlage in Crailsheim-Maulach. Die höchste gefundene Konzentration im Boden betrug dort 29.039 ng TE/kg (Landtag von Baden-Württemberg, 1991).

In Dortmund wurden Gartenböden untersucht. Im Einflußbereich einer Kabelabbrennanlage wurden Werte zwischen 24 und 79 ng TE/kg gefunden, während im Stadtbereich außerhalb des Einflusses der Kabelabbrennanlage zwischen 2,5 und 27 ng TE/kg ermittelt wurden (PRINZ et al., 1990).

Aus einer Untersuchung von 77 Bodenproben, die von Rasterpunkten von

einem 50-km-Netz über Großbritannien bis zu einer Tiefe von 5 cm genommen wurden, wurden 65 Proben als Hintergrundwerte ausgeschieden. Der Median dieser Proben betrug für die Summe der PCDD/F 335 ng/kg (CREASER et al., 1989). In einer nachfolgenden Untersuchung wurden 19 Proben aus städtischem Gebiet analysiert, was für die Summe der PCDD/F einen Median von 1.436 ng/kg ergab (CREASER et al., 1990).

In der Umgebung einer Müllverbrennungsanlage in Florenz wurden für die Summe der PCDD/F Gehalte bis 480 ng/kg gemessen. Als Hintergrundwerte werden in dieser Untersuchung Werte von ≥ 13 bzw. $\geq 6,6$ ng/kg für die Summe der PCDD/F angegeben (BERLINCIONI und di DOMENICO, 1987).

Insgesamt läßt sich erkennen, daß PCDD/F in nahezu allen Bodenproben nachweisbar sind. Bei entsprechenden

Nachweisgrenzen scheinen absolut unbelastete Böden die Ausnahme zu sein. Erhöhungen in Ballungsgebieten sind generell feststellbar, wobei die im Raum Linz gefundenen Gehalte im Vergleich mit den Werten aus Großbritannien niedrig erscheinen und den in Wien gefundenen Werten entsprechen.

Bewertung der PCDD/F-Gehalte der Böden im Raum Linz

Für PCDD/F existieren weder in Österreich noch im Ausland gesetzlich gültige Grenzwerte. Vom Bundesgesundheitsamt Berlin wurden in Einzelfällen gutachterliche Empfehlungen für PCDD/F-belastete Böden in Abhängigkeit von der Bodennutzung abgegeben.

Diese "Richtwerte" für die Bodenbelastung mit PCDD/F lauten (Bundesgesundheitsamt Berlin: Gutachten vom 21.3.1988 für den Raum Brixlegg und vom 12.5.1989 für Crailsheim-Maulach):

<u>über 10.000 ng TE/kg:</u>	<i>Sanierungsbedarf außerhalb von Wohngebieten</i>
<u>über 1.000 ng TE/kg:</u>	<i>Sanierungsbedarf in Wohngebieten.</i>
<u>über 100 ng TE/kg:</u>	<i>Sanierungsempfehlung auf Kinderspielplätzen</i>
<u>über 40 ng TE/kg:</u>	<i>keine landwirtschaftliche Nutzung, wenn nicht nachgewiesen ist, daß der Aufwuchs bis 1 ng TE/kg aufweist.</i>
<u>über 5 ng TE/kg:</u>	<i>Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzung durch Anbauempfehlungen, nämlich keine Pflanzen, deren unterirdische oder knapp über dem Boden wachsende Pflanzenteile als Nahrungsmittel bzw. als Futtermittel zu verwenden.</i>
<u>bis 5 ng TE/kg:</u>	<i>uneingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung</i>

Wesentlich ist die Feststellung, daß die angeführten Empfehlungen aus Gründen gesundheitlicher Vorsorge abgegeben wurden. Das Bundesgesundheitsamt Berlin führt dazu aus, daß nach heutiger Erkenntnis bei Einhaltung der Richtwerte weder akute noch langfristige auf PCDD/F zurückzuführende Gesundheitsschäden zu befürchten sind.

Zu den Richtwerten für die Empfehlung landwirtschaftlicher Einschränkungen ist

anzumerken, daß sie auf einer sehr vorsichtigen, konservativen Beurteilung des Transfers von PCDD/F aus dem Boden in die Pflanzen basieren, da bisher wenig Datenmaterial zu diesem Problembereich vorliegt. Im allgemeinen dürfte jedoch für die Belastung von Pflanzen mit PCDD/F – der wesentliche Weg, über den Lebensmittel und der Mensch belastet werden – in erster Linie der direkte Eintrag aus der Luft und nicht die Belastung über

den Weg Boden – Pflanze verantwortlich sein.

Die drei höchsten im Raum Linz in den obersten 5 cm von unbearbeiteten Böden gefundenen Werte liegen zwischen 12,4 und 14,4 ng TE/kg (nach I-TEF). Die Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes Berlin für eine Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzung bei Bodengehalten von über 5 ng TE/kg gilt für eine Nutzung, bei der der Boden bearbeitet wird. Bei einer Bodenbearbeitung an den drei genannten am höchsten belasteten Standorten würde die Belastung durch eine Verteilung der PCDD/F über eine Bodenschicht von etwa 20 cm unter eine Konzentration von 5 ng/kg zu liegen kommen.

Somit sind aufgrund der Ergebnisse der Bodenuntersuchung auch bei der Bewertung nach den sehr vorsichtigen Empfehlungen des Bundesgesundheitsamtes Berlin in der Umgebung der untersuchten Standorte keine Maßnahmen zur Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzung notwendig.

Insgesamt zeigen aber die Ergebnisse, daß die Belastung der Böden im Raum Linz mit PCDD/F – wie für Ballungsgebiete zu erwarten ist – gegenüber den Hintergrundwerten erhöht ist. Um eine weitere Erhöhung der Bodenbelastung hintanzuhalten, vor allem aber, um die Belastung von Nahrungs- und Futterpflanzen möglichst gering zu halten, sind Quellen, die einen laufenden Neueintrag von Dioxinen verursachen, ausfindig zu machen und zu sanieren.

III. 7.3 Polychlorierte Dibenzodioxine und –furane in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Wie aus Abb. B.52 ersichtlich, ist der Auflagehumus des industrienahen Waldstandortes 19 (Steyregg / Im Weih) deutlich höher mit PCDD/F belastet als der des Referenzstandortes (Altenberg). Auf toxische Äquivalente bezogen liegt der Auflagehumus-Gehalt des Standortes 19 um das 6-fache höher als jener des Standortes 39, was auf den deutlich nachweisbaren Anteil von 2,3,7,8-TCDD mit 22 ng/kg zurückzuführen ist (vgl. Tab. B.15).

In den darunterliegenden Mineralbodenschichten sind die Gehalte ähnlich. Standort 39 weist jedoch eine höhere Summenbelastung für PCDD in den Schichten 0 – 5 cm und 5 – 10 cm als Standort 19 auf, was auf den vergleichsweise höheren Anteil an Octachlordibenzodioxin zurückzuführen ist (vgl. Tab. B.15).

Mit Ausnahme der Summe der PCDD auf Standort 39, konnten durchwegs deutlich niedrigere PCDD/F-Gehalte in den Mineralbodenschichten festgestellt werden als im Auflagehumus. Dies stimmt mit Untersuchungsergebnissen von Baden-Württemberg überein, die zeigen, daß die Streuauflage deutlich höhere PCDD/F-Gehalte als der darunterliegende Mineralboden aufweist (Landtag von Baden-Württemberg, 1991). Die Gehalte der Schichten 0 – 5 cm und 5 – 10 cm sind auf beiden im Raum Linz untersuchten Standorten ähnlich. In den darunterliegenden Schichten 10 – 20 cm und 20 – 30 cm waren PCDD/F auf beiden

Standorten kaum mehr nachweisbar. Die äußerst geringen Mengen der dort gefundenen PCDD/F-Summengehalte setzen sich ausschließlich aus höherchlorierten Kongeneren zusammen. Die Tatsache, daß ausschließlich höherchlorierte PCDD/F in den tieferen Bodenschichten nachweisbar waren, könnte auf die grundsätzlich höheren Gehalte dieser Kongenere in den oberen Bodenschichten zurückzuführen sein.

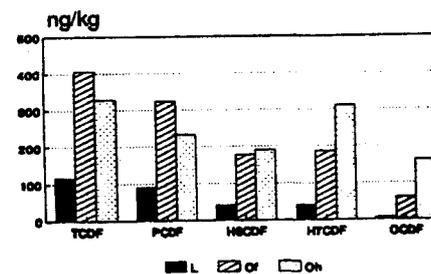
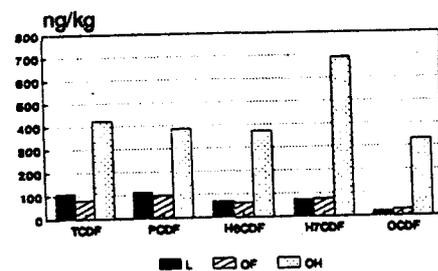
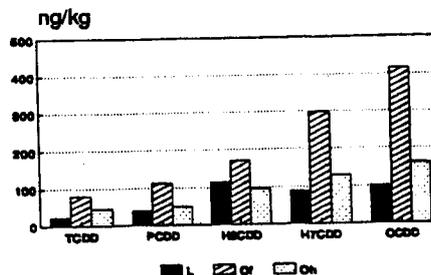
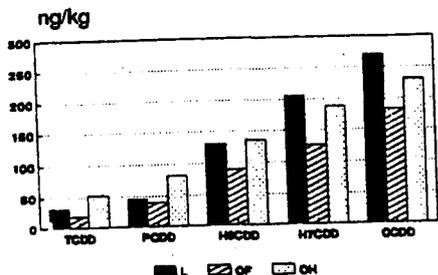
Die außerordentlich geringen Gehalte an PCDD/F in den tieferen Bodenschichten weisen auf eine geringe Mobilität dieser Substanzen im Boden hin.

Im Vergleich der nahegelegenen Standorte 19 (Wald) und 16 (Grünland) weist – wie schon bei anderen Schadstoffen beobachtet – der Waldstandort höhere PCDD/F-Gehalte auf (vgl. Tab. B.14 mit Tab. B.15). Ähnliche Ergebnisse wurden

auch aus Baden-Württemberg berichtet (Landtag von Baden-Württemberg, 1991).

Eine Beurteilung der für die Waldböden des Raumes Linz bestimmten PCDD/F-Gehalte gestaltet sich schwierig, da vergleichbare Untersuchungen kaum vorliegen. In Baden-Württemberg wurden im Auflagehumus von Waldböden im Mittel 22 ng TE/kg (Maximalwert 58 ng TE/kg) und im Mineralboden (0–4 cm) im Mittel 5 ng TE/kg (Maximalwert 6 ng TE/kg) festgestellt. Die Gehalte im Mineralboden zeigten keine Differenzierung (Landtag von Baden-Württemberg, 1991).

REISCHL et al. (1990) fanden folgende PCDD/F-Gehalte in den einzelnen Auflagehumusschichten unter Buche bzw. Fichte im Fichtelgebirge (Abb. B.51, vgl. mit 19/H, 39/H in Tab. B.15).



L ... Streu
OF ... Grobmoder
OH ... Feinmoder

Auflagehumus unter Buche

Auflagehumus unter Fichte

Abb. B.51: PCDD/F-Gehalte im Auflagehumus unter Buche und Fichte (REISCHL et al., 1990)

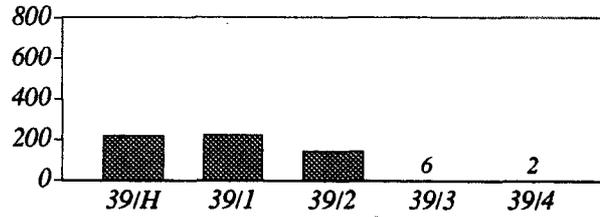
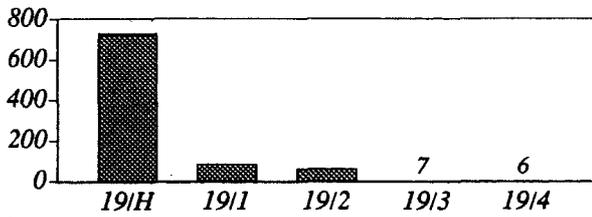
Im Vergleich mit diesen Untersuchungen weist Standort 19 erhöhte Gehalte auf, während Standort 39 eher unterdurchschnittlich belastet sein dürfte. Eine eingehendere Bewertung – inwieweit es sich bei den gefundenen Konzentra-

tionen um Gehalte handelt, die über dem Bereich von heute anzutreffenden Hintergrundwerten liegen – läßt der Mangel an Vergleichsuntersuchungen im Wald aber nicht zu.

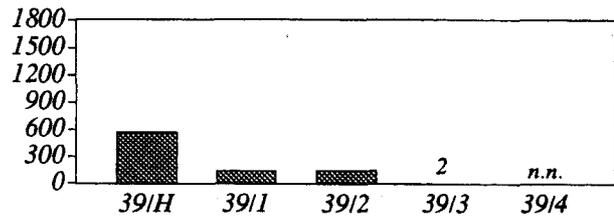
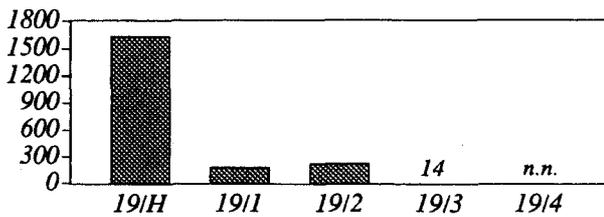
Steyregg/Im Weih

Altenberg

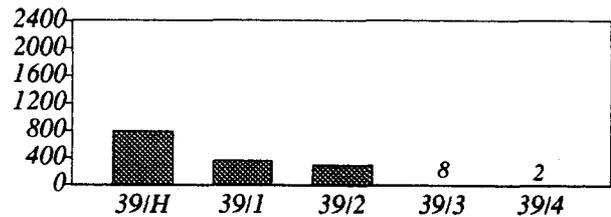
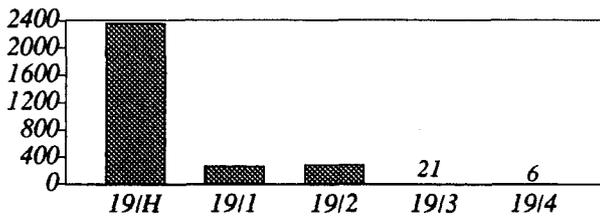
Summe der polychlorierten Dibenzodioxine (in ng/kg)



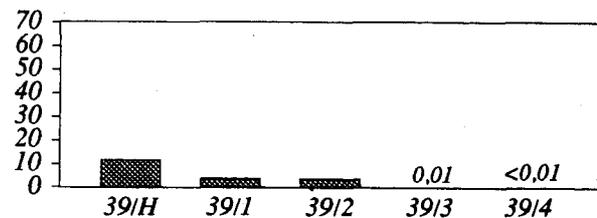
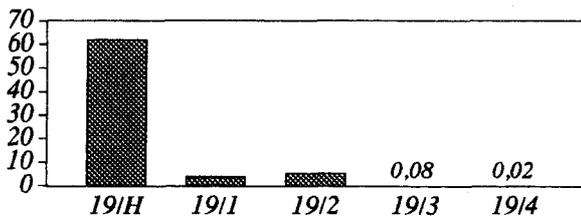
Summe der polychlorierten Dibenzofurane (in ng/kg)



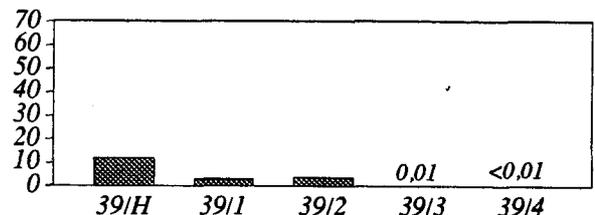
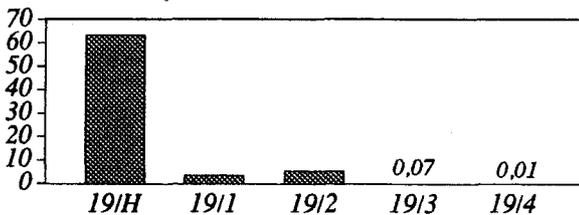
Summe der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane (in ng/kg)



Summe der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane (in ng toxische Äquivalente/kg berechnet nach BGA-Modell)



Summe der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane (in ng toxische Äquivalente/kg berechnet nach I-TEF-Modell)



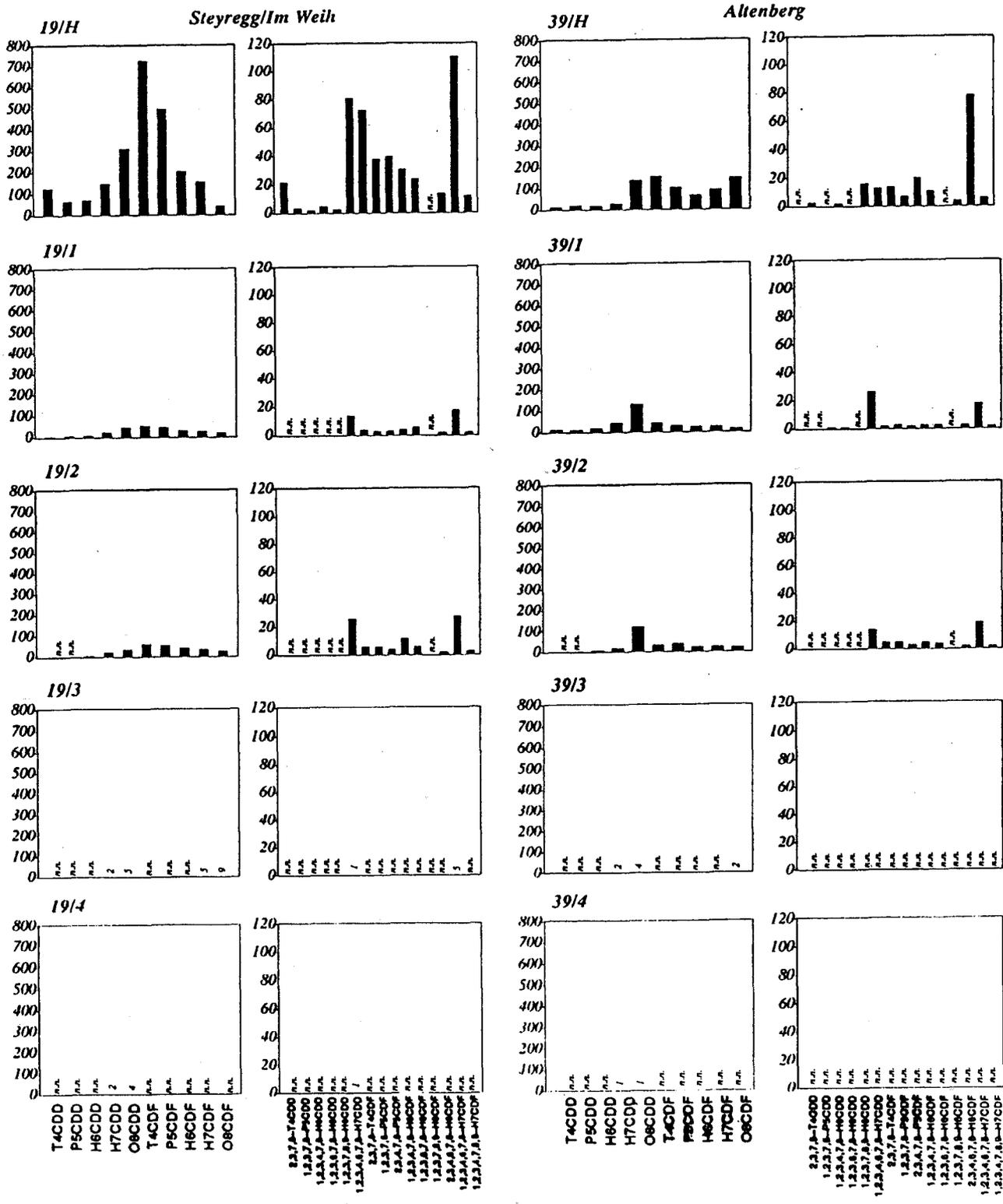
- n.n. kleiner als Nachweisgrenze von 1 ng/kg je Einzelsubstanz
- /H Auflagehumus
- I 0-5 cm
- II 5-10 cm
- III 10-20 cm
- IV 20-30 cm

Abb. B.52: PCDD/F in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Tab. B.15: PCDD/F-Gehalte der Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)

	STANDORTE									
	19/H	19/I	19/II	19/III	19/IV	39/H	39/I	39/II	39/III	39/IV
T4CDD	128	4	n.n.	n.n.	n.n.	14	14	n.n.	n.n.	n.n.
P5CDD	67	7	n.n.	n.n.	n.n.	21	12	n.n.	n.n.	n.n.
H6CDD	72	8	4	n.n.	n.n.	19	19	5	n.n.	n.n.
H7CDD	149	23	23	2	2	30	47	20	2	1
O8CDD	314	45	36	5	4	137	132	121	4	1
Summe PCDD	730	87	63	7	6	221	224	146	6	2
T4CDF	729	55	62	n.n.	n.n.	155	43	34	n.n.	n.n.
P5CDF	499	46	54	n.n.	n.n.	105	31	41	n.n.	n.n.
H6CDF	205	31	42	n.n.	n.n.	69	25	24	n.n.	n.n.
H7CDF	155	27	35	5	n.n.	93	26	24	n.n.	n.n.
O8CDF	45	22	27	9	n.n.	149	15	22	2	n.n.
Summe PCDF	1633	181	220	14	—	571	140	145	2	—
Summe PCDD/F	2363	268	283	21	6	792	364	291	8	2
2,3,7,8-T4CDD	22	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1,2,3,7,8-P5CDD	4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1,2,3,4,7,8-H6CDD	2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1	n.n.	n.n.	n.n.
1,2,3,6,7,8-H6CDD	5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2	1	n.n.	n.n.	n.n.
1,2,3,7,8,9-H6CDD	3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1,2,3,4,6,7,8-H7CDD	81	14	26	1	1	16	26	14	n.n.	n.n.
2,3,7,8-T4CDF	73	4	6	n.n.	n.n.	13	2	5	n.n.	n.n.
1,2,3,7,8-P5CDF	38	3	6	n.n.	n.n.	14	3	5	n.n.	n.n.
2,3,4,7,8-P5CDF	40	3	4	n.n.	n.n.	7	2	3	n.n.	n.n.
1,2,3,4,7,8-H6CDF	31	4	12	n.n.	n.n.	20	3	5	n.n.	n.n.
1,2,3,6,7,8-H6CDF	24	6	6	n.n.	n.n.	11	3	4	n.n.	n.n.
1,2,3,7,8,9-H6CDF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
2,3,4,6,7,8-H6CDF	14	2	2	n.n.	n.n.	4	3	2	n.n.	n.n.
1,2,3,4,6,7,8-H7CDF	111	18	28	5	n.n.	78	18	19	n.n.	n.n.
1,2,3,4,7,8,9-H7CDF	12	2	3	n.n.	n.n.	6	2	2	n.n.	n.n.
TCDD-Äquivalente nach BGA	62,3	3,9	5,5	0,08	0,02	11,8	3,7	3,7	0,01	<0,01
TCDD-Äquivalente nach I-TEF	63,5	3,7	5,5	0,07	0,01	12,0	3,1	3,8	0,01	<0,01

n.n. = nicht nachweisbar, Nachweisgrenze < 1 ng/kg für die Einzelisomere



n.n..... kleiner als Nachweisgrenze von 1 ng/kg je Substanz
 /H Auflagehumus
 /1 0-5 cm
 /2 5-10 cm
 /3 10-20 cm
 /4 20-30 cm

Abb. B53: Homologen- und Kongeneren-Muster der PCDD/F in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)

III. 7.4 Statistische Auswertungen der PCDD/F-Bodengehalte der Grünlandstandorte im Raum Linz

III. 7.4.1 Korrelationen zwischen den Bodengehalten der einzelnen PCDD/F-Homologen

Wie aus Abb. B.54 ersichtlich, sind die meisten PCDD/F-Homologen miteinander korreliert. Zwischen den PCDF-Homologen bestehen durchwegs hohe Korrelationen, die fast alle eine Irrtumswahrscheinlichkeit unter 1 % aufweisen.

Ein anderes Bild ergibt sich für die PCDD. Beziehungen zwischen den Gehalten der einzelnen PCDD-Homologen treten nur zwischen T4CDD und P5CDD sowie zwischen P5CDD und H6CDD bzw. zwischen H7CDD und O8CDD auf. Diese Korrelationen sind jedoch wiederum hoch. Bemerkenswert ist die Tatsache, daß es zwischen den PCDD- und PCDF-Homologen mehr Korrelationen

gibt als zwischen den PCDD untereinander. Eine Sonderstellung nimmt O8CDD ein, das lediglich mit H7CDD, der PCDD-Summe und der Summe PCDD/F korreliert ist. Das bedeutet, daß höhere Gehalte der anderen PCDD/F-Homologen (außer H7CDD) nicht mit höheren Gehalten an O8CDD einhergehen.

Weiters zeigen die Analysen, daß die niedriger chlorierten PCDD-Homologen (T4CDD, P5CDD, H6CDD) nicht mit der Summe der PCDD, jedoch mit der Summe der PCDF korrelieren. Dies ist vorwiegend darauf zurückzuführen, daß die Summe der PCDD zu wesentlichen Anteilen aus den höher chlorierten PCDD (H7CDD, O8CDD) besteht und diese Homologen mit den anderen PCDD nicht korrelieren. Zwischen den PCDF-Homologen und der Summe der PCDD, der PCDF und der PCDD + PCDF treten durchwegs Korrelationen auf.

Zwischen der Summe der PCDD und der Summe der PCDF ist eine lediglich schwache, positive Beziehung festzustellen.

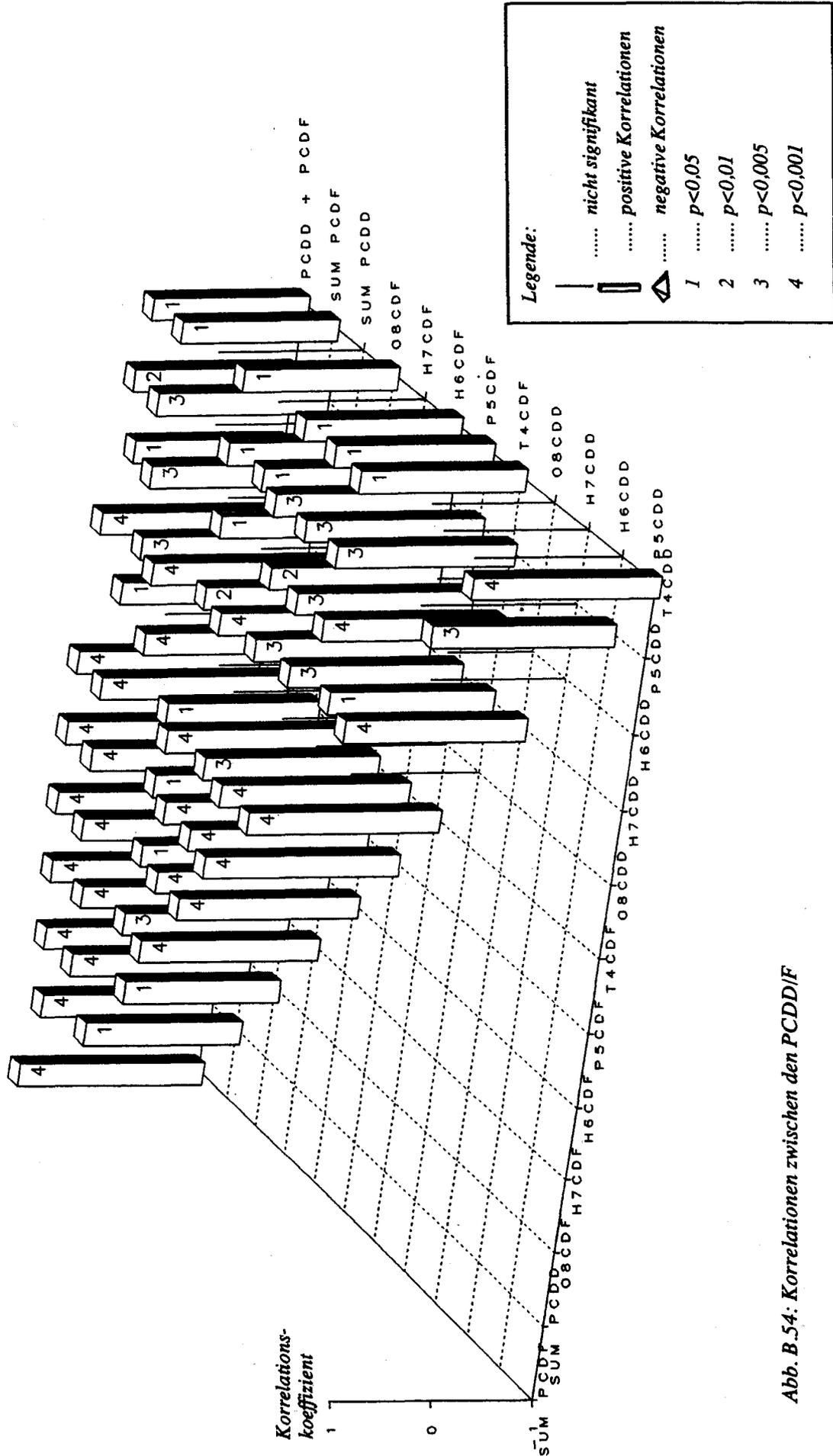


Abb. B.54: Korrelationen zwischen den PCDD/F

III. 7.4.2 Mustervergleiche der einzelnen Standorte für die PCDD/F

Für die Zusammenführung von Standorten mit ähnlichen PCDD/F-Mustern zu Gruppen wurden Cluster-Analysen durchgeführt. Eine detaillierte Darstellung der in diesem Zusammenhang vorgenommenen Berechnungen und Methoden ist dem Kapitel II zu entnehmen.

Die Auswertung des zugehörigen Dendrogrammes, der kanonischen Diskriminanz-Analyse und der F- und T-Werte der einzelnen Cluster ergab, daß eine Gliederung in fünf Cluster am geeignetsten ist.

In Abb. B.55 ist die lagemäßige Projektion der fünf Cluster aus dem n-parametrischen Raum in einen dreidimensionalen Raum, wie sie durch die kanonische Diskriminanz-Analyse durchgeführt wurde, dargestellt. Die dreidimensionale Darstellung beinhaltet 98 % der Varianz der Einzeldaten, die Datenstruktur ist daher nahezu vollständig wiedergegeben.

Wie ersichtlich, gibt es eine eindeutige Separierung in fünf Cluster, die in sich relativ geschlossen aufgebaut sind (Abb. B.55). Cluster 1 enthält die Standorte 1, 6, 10, 12, 26 und 34. Aus den zugehörigen F- und T-Werten ergab sich, daß der vergleichsweise hohe Anteil von O8CDD und der vergleichsweise niedrige Anteil von P5CDF und H6CDF das Kriterium der Zusammenfassung dieser Standorte bzw. Separierung von den anderen darstellten (vgl. Abb. B.56). Alle sechs Standorte sind gering belastet (vgl. Kap. III. 7.2). Sie liegen in weitem Bereich über das Stadtgebiet verstreut (Abb. B.57), sodaß eine gemeinsame Ursache für ähnliche PCDD/F-Muster hier nicht ableitbar ist.

Cluster 2 beinhaltet die Standorte 2, 15 und 16. Typisch für deren Muster ist der vergleichsweise hohe Anteil von T4CDF, P5CDF und H6CDF (Abb. B.56). Die Standorte 15 und 16 zählen zu den höher belasteten im Raum Linz (vgl. Kap. III. 7.2). Sie liegen am Prallhang zur

Industrie, Standort 2 liegt im Industriegelände (Abb. B.57). Vermutlich ist daher die Ähnlichkeit der Muster dieser drei Standorte bzw. die höhere Belastung der Standorte 15 und 16 auf einen für alle drei Standorte verantwortlichen Emittenten im nördlichen Industriegelände zurückzuführen.

Cluster 3 beinhaltet die Standorte 8 und 11. Typisch für ihr Muster sind vergleichsweise mittelmäßig hohe Anteile an O8CDD und höhere Anteile an T4CDF, P5CDF und H6CDF (Abb. B.56). Diese beiden Standorte stellen somit eine Übergangsform zwischen Cluster 1 und 2 hinsichtlich des Musters dar. Nach dem Dendrogramm würden sie bei Bildung von vier Clustern mit den Standorten 2, 15 und 16 (Cluster 2) zusammengefaßt werden. Standort 8 in der Nähe der Linzer Spitalmüllverbrennungsanlage zählt zu den höher belasteten Standorten (vgl. Kap. III. 7.2). Beide Standorte liegen relativ weit voneinander entfernt (Abb. B.57), sodaß eine gemeinsame Ursache für die Ähnlichkeit des Musters bzw. der PCDD/F-Belastung wohl auszuschließen ist.

Die Standorte 5 und 14 stellen hinsichtlich ihres Musters echte Außenseiter dar (Abb. B.56). Standort 14 (Pichlinger See), der etwas höher als Standort 5 (Siedlung Boschweg) belastet ist (vgl. Kap. III. 7.2), liegt hauptwindrichtungsmäßig bereits außerhalb des städtischen bzw. industriellen Einflußbereiches, sodaß dessen Außenseiterposition verständlich wird (Abb. B.57). Typisch für das Muster dieses Standortes ist der vergleichsweise hohe Anteil der T4CDD. Der Anteil am T4CDF ist wie bei den Standorten des Clusters 2 vergleichsweise hoch (Abb. B.56).

Standort 5 liegt im Nahbereich der Industrie (Abb. B.57). Er weist von allen Standorten das ausgeglichene Muster mit ähnlichen Anteilen der H7CDD bis O8CDF auf (Abb. B.56). Ursache für dessen Separierung stellt in erster Linie der vergleichsweise hohe Anteil der O8CDF dar.

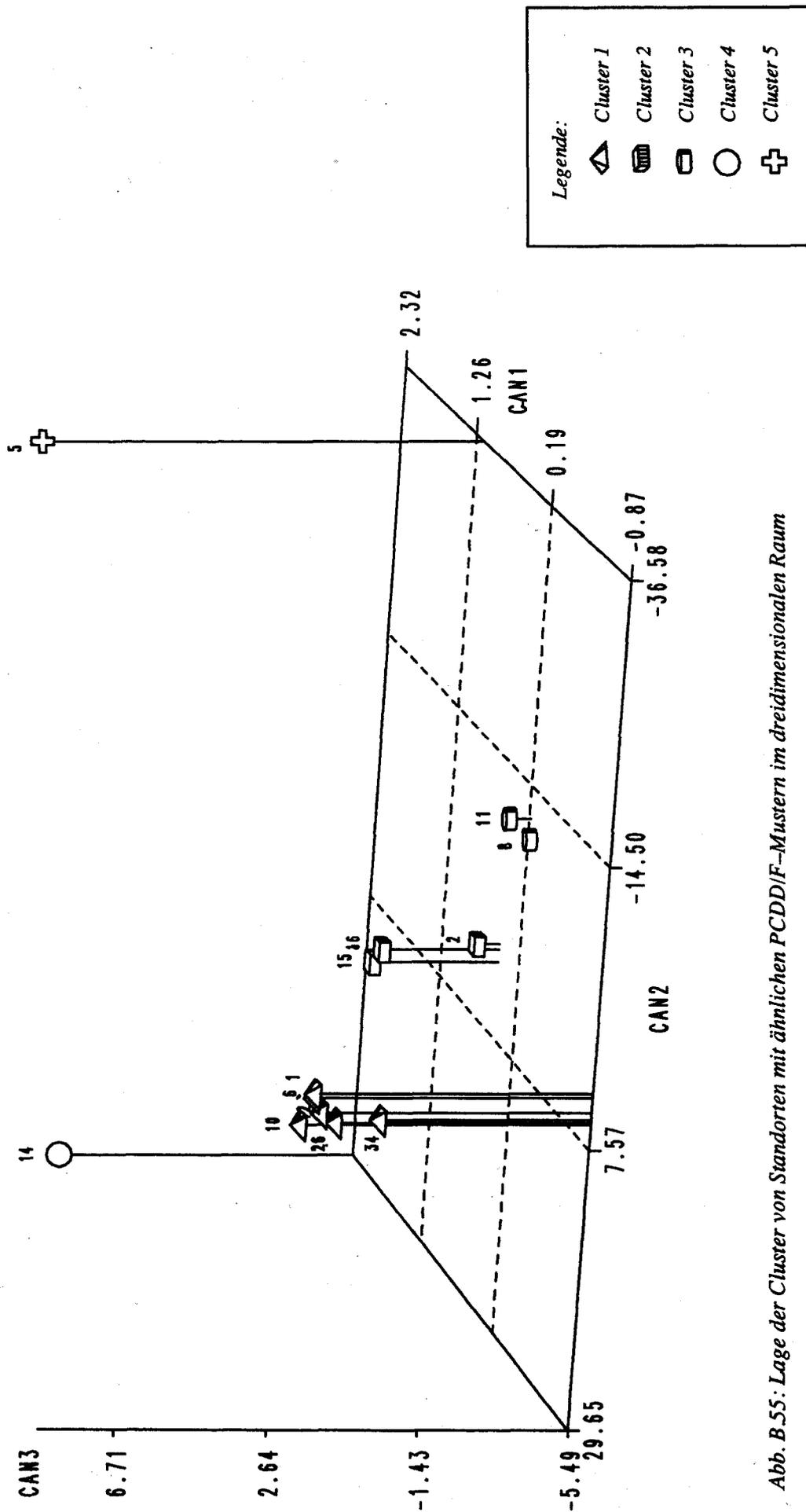


Abb. B.55: Lage der Cluster von Standorten mit ähnlichen PCDD/F-Mustern im dreidimensionalen Raum

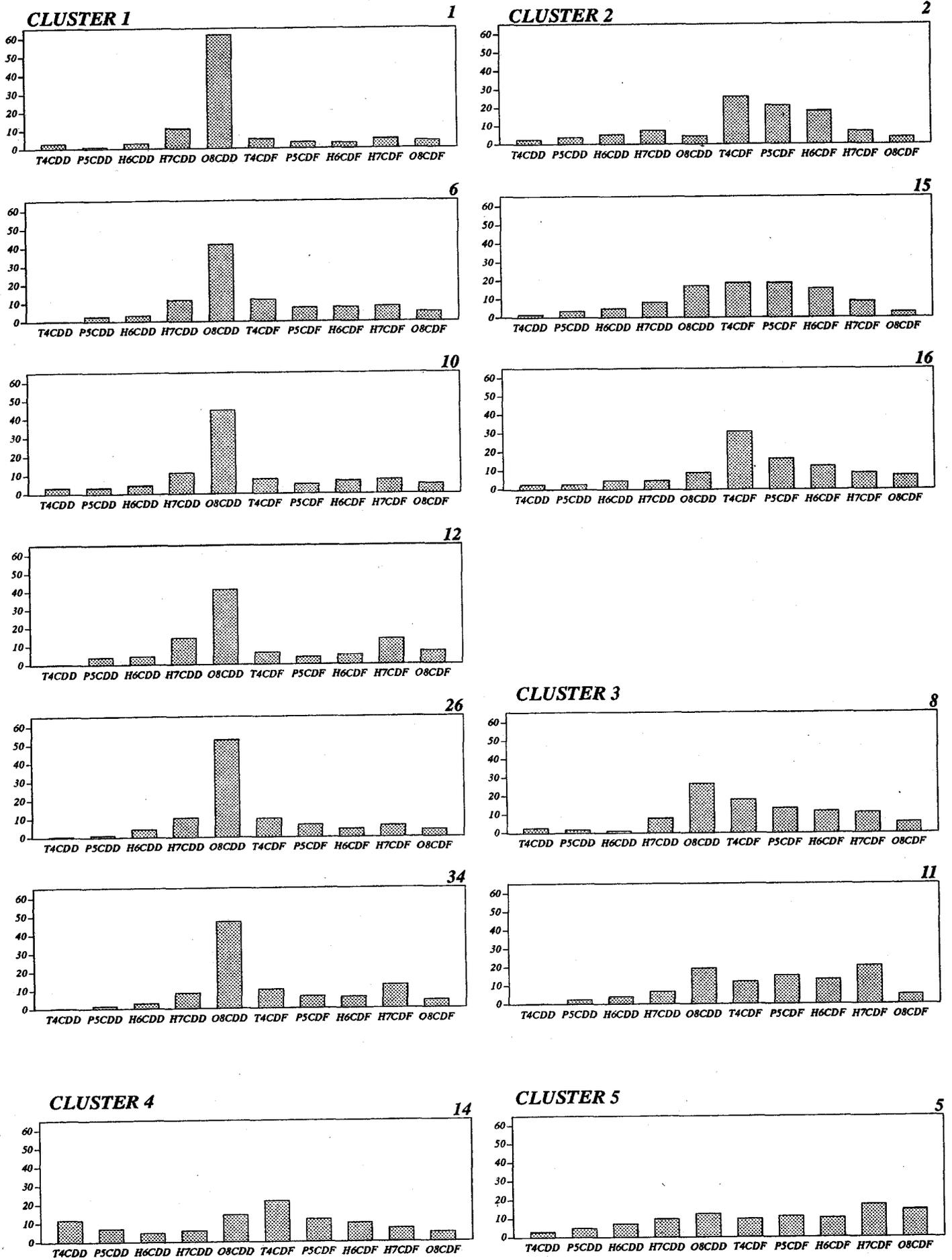


Abb. B.56: PCDD/F-Muster der Grünlandböden im Raum Linz Standorte nach Zugehörigkeit zu Clustern geordnet Angaben in % der Summe der PCDD und PCDF/Standort

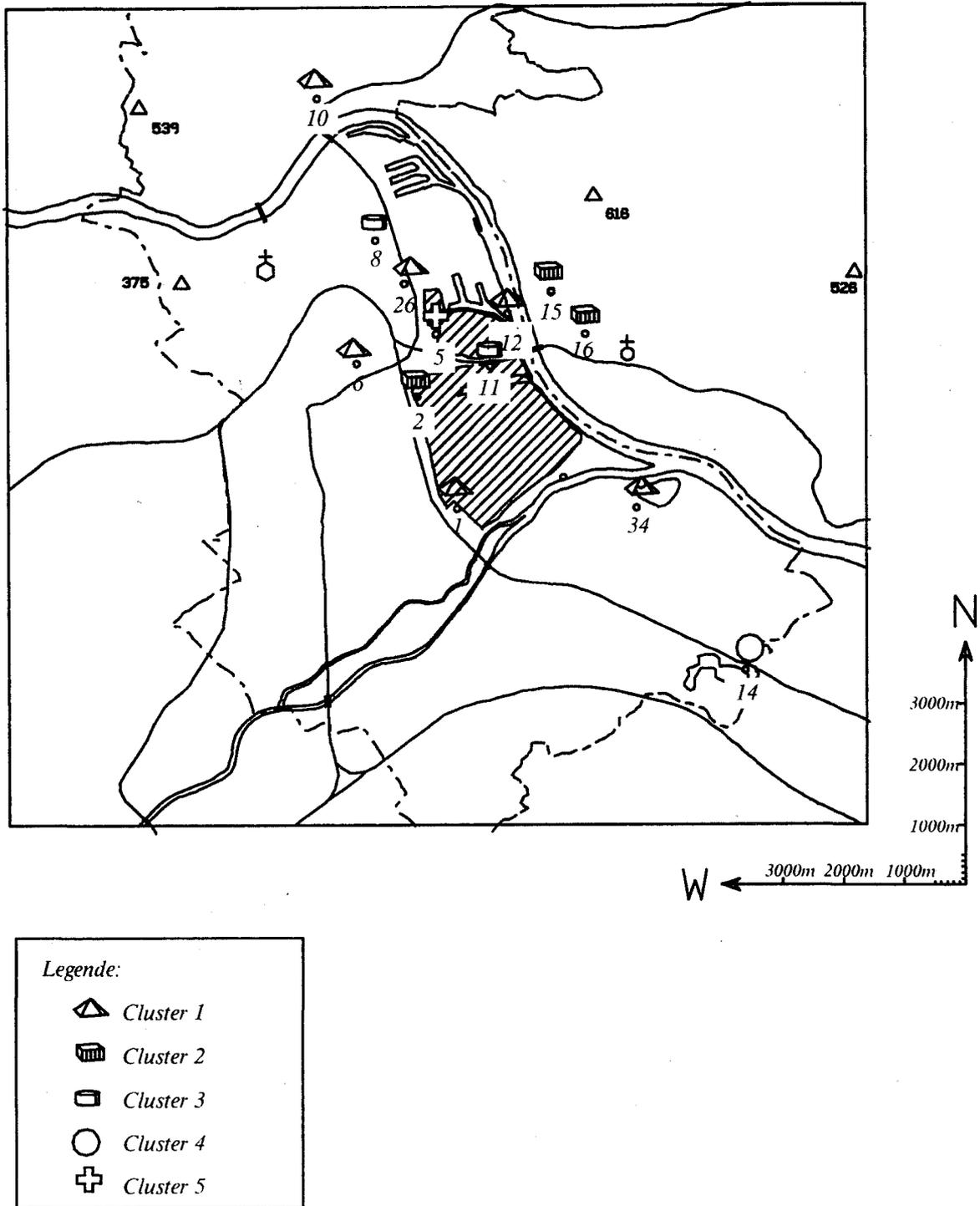


Abb. B.57: Lage der Standorte mit ähnlichen PCDD/F-Mustern im Raum Linz

III. 7.5 Schlußbetrachtung PCDD/F

Die PCDD/F–Untersuchung von Böden auf Grünlandstandorten im Raum Linz ergab mit Werten zwischen 1,6 und 14,4 ng toxischen Äquivalenten/kg gegenüber Hintergrundwerten teilweise erhöhte Gehalte. Derartiges war für einen Ballungsraum zu erwarten. Der höchste Gehalt wurde in der Nähe der ehemaligen Spitalmüllverbrennungsanlage des Allgemeinen Krankenhauses gefunden. Ähnliche Werte ergaben die beiden Standorte am Prallhang zum Industriegebiet.

Hohe Korrelationen konnten in erster Linie zwischen den PCDF–Homologen gefunden werden. Dagegen traten zwischen den Gehalten der einzelnen PCDD–Homologen nur vereinzelt Beziehungen auf. Zwischen der Summe der PCDD und der Summe der PCDF war eine lediglich schwache, positive Beziehung festzustellen.

Mittels Cluster–Analysen wurden fünf Gruppen von Standorten mit jeweils ähnlichen PCDD/F–Mustern separiert. Auffallend ist, daß die im Raum Linz vergleichsweise höher belasteten Standorte 15 (Steyregg/Obernbergen) und 16 (Steyregg/Im Weih) am Prallhang zur Industrie und Standort 2 (Sportplatz–VÖEST) im Industriegelände ähnliche PCDD/F–Muster aufweisen. Dies ist möglicherweise auf einen für alle drei Standorte verantwortlichen, gemein-

samen Emittenten im nördlichen Industriegebiet zurückzuführen.

Die PCDD/F–Gehalte des industrienahe Waldstandortes 19 (Steyregg/Im Weih) liegen deutlich höher als jene des Referenzstandortes 39 (Altenberg). Sie nehmen auf beiden Standorten mit der Bodentiefe deutlich ab, wobei unterhalb von 10 cm Tiefe PCDD/F kaum mehr nachweisbar waren. Der Waldstandort 19 weist höhere PCDD/F–Gehalte als der nahe gelegene Grünlandstandort 16 auf.

Aufgrund der gemessenen Bodengehalte an PCDD/F sind keine Nutzungseinschränkungen notwendig. Die allgemeine Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes Berlin, über 5 ng toxische Äquivalente pro kg die landwirtschaftliche Nutzung einzuschränken, bezieht sich auf Nutzungen, die eine Bodenbearbeitung erfordern. Da sich die gemessenen Werte auf eine geringe Bodentiefe beziehen (5 cm) und sich PCDD/F in der obersten Bodenschicht anreichern, würde der PCDD/F–Gehalt nach erfolgter Bodenbearbeitung, z. B. für Salat– oder Karottenanbau, unter dem Richtwert für die Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzung liegen.

Um eine weitere Erhöhung der Bodenbelastung hintanzuhalten, vor allem aber, um die Belastung von Nahrungs– und Futterpflanzen möglichst gering zu halten, sind Quellen, die einen Neueintrag von Dioxinen verursachen, ausfindig zu machen und zu sanieren.

III. 8 Chlorbenzole (Penta- und Hexachlorbenzol)

III. 8.1 Allgemeines

Die Chlorbenzole gehören zur Klasse der chlorierten aromatischen Kohlenwasserstoffe. Von diesen ist Hexachlorbenzol (HCB) die in ihrem Umweltverhalten am besten untersuchte Verbindung. Die folgenden allgemeinen Ausführungen beziehen sich daher ausschließlich auf diese Substanz.

In Abb. B.58 ist die Strukturformel von Hexachlorbenzol dargestellt.

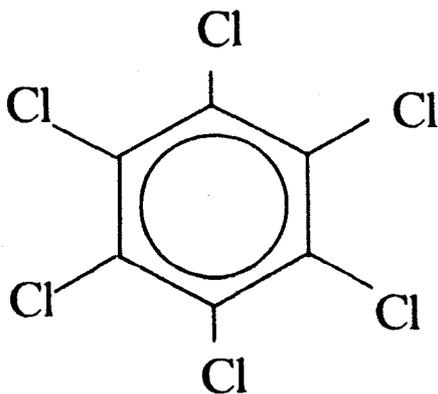


Abb. B.58: Strukturformel von Hexachlorbenzol

HCB wird bzw. wurde als Fungizid bei der Saatgutbehandlung, als Holzschutzmittel und Zusatzstoff für verschiedene Herstellungsprozesse verwendet (KOCH, 1989). HCB darf in Österreich als Stoff in Pflanzenschutzmitteln nur mehr bis 31.7.1992 in Handel gebracht und bis 31.12.1992 verwendet werden. Hauptsächlich fällt es jedoch als Verunreinigung bzw. Nebenprodukt bei der Erzeugung einiger chlorierter Kohlenwasserstoffe an.

Dementsprechend kann ein Eintrag in die Umwelt sowohl bei der Herstellung bzw. Verarbeitung als auch bei der Anwendung und bei der Beseitigung von Abfällen erfolgen (MEERKAMP VAN

EMBDEN, 1989). Weiters stellt die Müllverbrennung eine mögliche Emissionsquelle für HCB dar (GEYER et al., 1986). Mittlerweile ist HCB ubiquitär nachzuweisen, die gefundenen Konzentrationen sind jedoch bei weitem niedriger als bei den PCB (HUTZINGER, 1982).

In guter Übereinstimmung mit der zunehmenden Produktion und Verwendung von HCB in den USA konnten RAPAPORT und EISENREICH (1988) aus Untersuchungen von Torfsäulen einen langsamen Anstieg des atmosphärischen HCB-Eintrages von 1915 bis 1945 in den USA ableiten. Zwischen 1945 und 1967 stieg der HCB-Eintrag stärker an, fiel danach rasch bis in die Gegenwart ab.

Aufgrund seiner chemisch-physikalischen Eigenschaften – geringe Wasserlöslichkeit, hohe Lipophilie, starke Adsorbierbarkeit an Bodenpartikeln, Schwebstoffen und Sedimenten, mäßige Volatilität und Fotosensibilität – besitzt HCB ein relativ hohes Bio- und Geoakkumulationspotential. Zusätzlich ist für HCB – wenn überhaupt – ein nur langsam verlaufender Abbau in den Umweltkompartimenten zu erwarten (MEERKAMP VAN EMBDEN, 1989).

Als repräsentativer Bodengehalt werden von BURTON und BENNETT (1987) 2 µg HCB/kg Boden angegeben.

KÖCHL (1987) fand in Ackerböden des Marchfeldes HCB-Gehalte von 1,2 bis 18 µg/kg (Mittelwert: 3,52 µg/kg).

In Böden von Rheinfeldern in der Schweiz wurden Gehalte von 1,1 bis 3,2 µg HCB/kg Boden festgestellt. Schweizer Hintergrundwerte bewegten sich zwischen 0,15 und 0,50 µg HCB/kg Boden (Bundesamt für Umweltschutz, 1983).

In landwirtschaftlichen Böden, die mit chlororganischen Fungiziden behandelt wurden, wurden Gehalte von

600 – 1.600 µg HCB/kg Boden gefunden (MÜLLER, 1982).

KÖNIG und HEMBROCK (1989) fanden in Grünland-Böden (Hintergrundgebiete) in Nordrhein-Westfalen durchwegs HCB-Gehalte von unter 5 µg/kg. In Grünlandböden der Überschwemmungsgebiete lagen allerdings knapp 60 % der gefundenen Werte über 50 µg HCB/kg.

Nach einer Zusammenstellung von MARKARD (1988 a) wurden in bundesdeutschen Böden ohne Klärschlamm-anwendung Konzentrationen von 1 bis 40 µg HCB/kg Boden festgestellt, in klärschlammgedüngten Böden lagen die Gehalte zwischen 2 und 50 µg HCB/kg. Nach KAMPE (1987 b) führte Klärschlamm-anwendung zu einer durchschnittlichen Erhöhung von HCB-Bodengehalten um 30 %.

In weidewirtschaftlich genutzten Böden Nordgriechenlands wurden HCB-Gehalte von nicht nachweisbar bis 0,9 µg/kg festgestellt; in Böden landwirtschaftlich und gewerblich genutzter Gebiete derselben Region lagen die HCB-Gehalte zwischen 0,1 und 1,8 µg/kg (OUZOUNIS et al., 1985).

Nach SEIBOLD et al. (1986) repräsentieren 5 µg HCB/kg Boden als Mittelwert von 108 Bodenproben von Dauergrünland die auf unbehandelten Flächen zu erwartende Grundbelastung. Der Referenzwert der Holländischen Liste liegt bei 10 µg HCB/kg (Leitfaden Bodensanierung, 1988).

Im Boden wird Hexachlorbenzol stark adsorbiert, der Transport von HCB aus dem Boden in das Grundwasser und in Oberflächengewässer ist daher sehr gering (MEERKAMP VAN EMBDEN, 1989).

Wie Untersuchungen von WALTHER et al. (1986) zeigen konnten, trat HCB über das gesamte Bodenprofil (0 – 100 cm)

verteilt auf. Demgegenüber konnte KÖCHL (1987) HCB-Rückstände im Unterboden (25 – 50 cm) nur in geringem Maße (ca. 20 % der Oberbodengehalte) und im Untergrund (50 – 75 cm) nur in Spuren (0,7 % der Oberbodengehalte) feststellen.

Wurzelgemüse scheint zu erhöhten HCB-Rückständen zu neigen. Die Aufnahme ist stark von der Bodenqualität abhängig. Der empfohlene Richtwert für Böden, auf denen Wurzelgemüse angebaut wird, liegt bei 1 mg HCB/kg (MEERKAMP VAN EMBDEN, 1989).

Derselbe Autor empfiehlt für Garten- und Spielplatzböden einen Richtwert von 50 µg HCB/kg. Dieser Wert wurde unter Vorsorgegesichtspunkten wegen der Gefahr einer HCB-Aufnahme durch Boden-ingestion von im Freien spielenden Kindern abgeleitet.

HCB gelangt durch Ingestion, Inhalation oder Hautresorption in den menschlichen Körper. Dort wird es zum Teil im Fettgewebe gespeichert bzw. angereichert. Die Aufnahme erfolgt zum großen Teil mit der Nahrung, da HCB in allen Nahrungsmitteln vorkommt und beträgt in der BRD pro Person 1 – 2 µg HCB/Tag (MEERKAMP VAN EMBDEN, 1989). Der ADI-Wert (acceptable daily intake) der FAO/WHO betrug 0,6 µg/kg Körpergewicht/Tag. Dieser Wert wurde allerdings zurückgezogen, da in Tierversuchen eine kanzerogene Wirkung von HCB festgestellt wurde.

Neben der nachgewiesenen kanzerogenen Wirkung von HCB bei Mäusen und Hamstern (IARC, 1988) werden in der Literatur pathologische Auswirkungen auf die Leber, aber auch auf Nieren, Lunge, Nebennierenrinde, Haut, das Immunsystem, das Blut und das Zentralnervensystem als Langzeitwirkungen von HCB erwähnt. Zusätzlich wirkt HCB teratogen und fetotoxisch, dagegen konnte eine mutagene Wirkung bisher nicht nachge-

wiesen werden (MEERKAMP VAN EMBDEN, 1989). Über die Muttermilch kann der Mensch schon in der ersten Lebensphase erhöhten HCB-Gehalten in der Nahrung ausgesetzt sein (MARKARD, 1988 b).

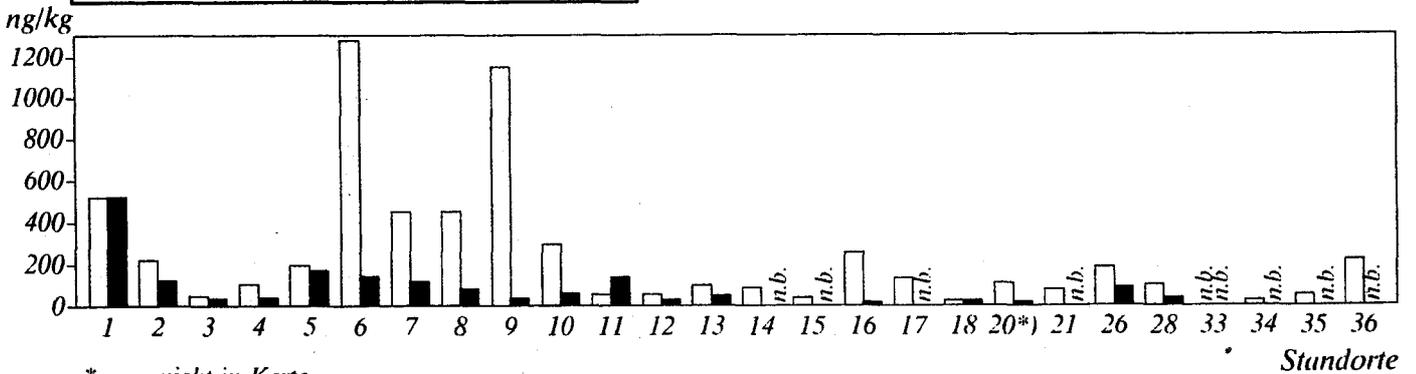
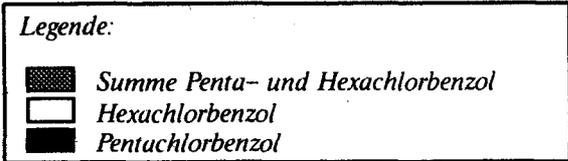
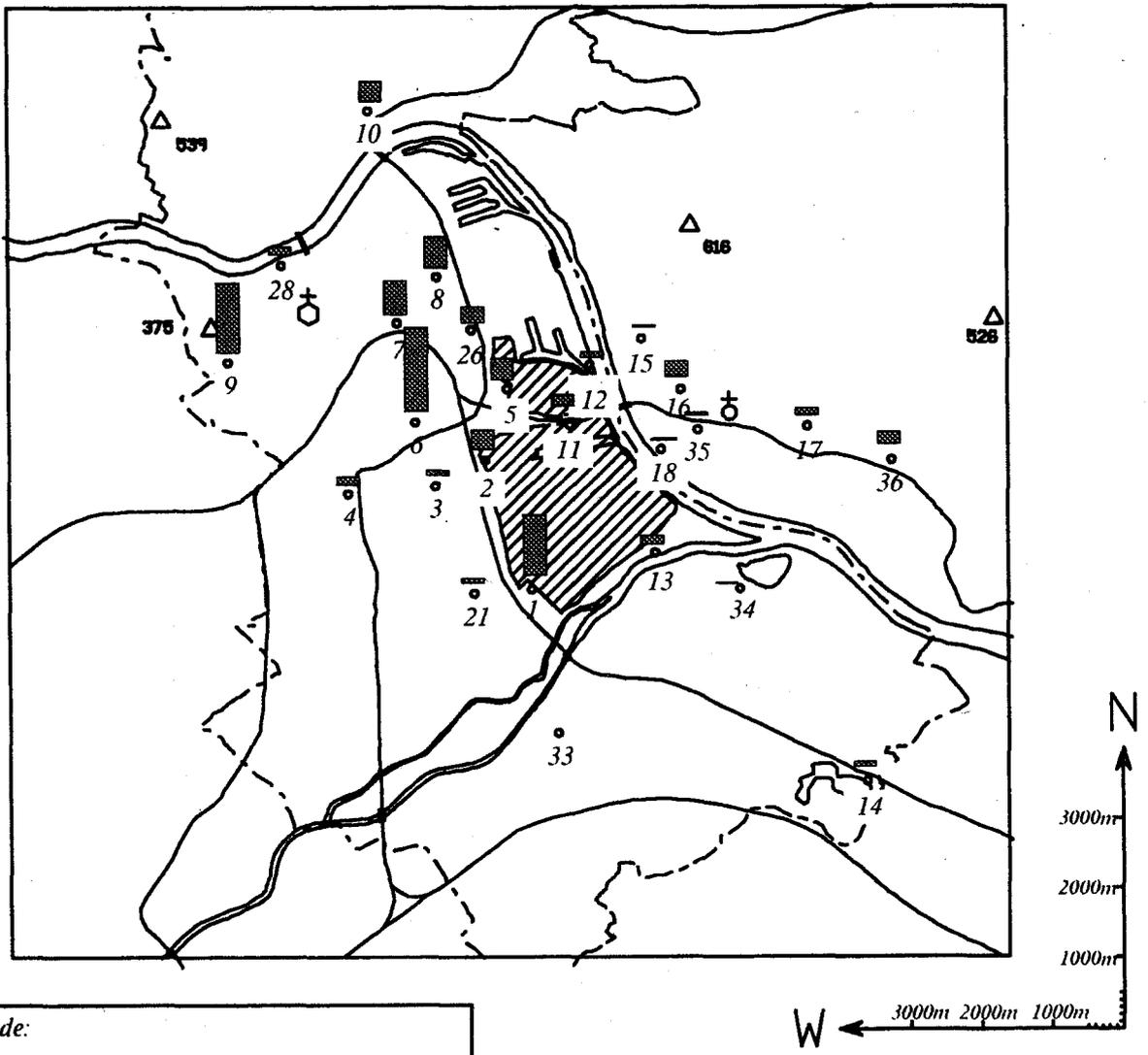
III. 8.2 Penta- und Hexachlorbenzol (HCB) in Grünlandböden des Raumes Linz

Wie aus Abb. B.59 ersichtlich, liegen die HCB-Gehalte der Grünlandböden im Raum Linz fast durchwegs unter 1.000 ng/kg bzw. knapp darüber. Pentachlorbenzol war durchwegs in geringeren Konzentrationen nachweisbar als HCB.

Der *Median* der gefundenen Chlorbenzol-Gehalte (Summe aus Penta- und Hexachlorbenzol) liegt bei 150 ng/kg (n.b. – 1.428, n = 26). Der *Mittelwert* liegt bei 308 ng/kg, der *Referenzwert* (Standort 20, Kirchsschlag) bei 129 ng/kg.

Im Vergleich mit vorhandenen Richtwerten und mit Bodengehalten aus anderen Untersuchungen (vgl. Kap. III. 8.1) zeigt sich, daß die Grünlandböden des Raumes Linz sehr gering mit Penta- und Hexachlorbenzol belastet sind. Selbst die höchsten im Raum Linz gefundenen Penta- plus Hexachlorbenzol-Gehalte von knapp über 1.000 ng/kg (Standorte: 1 – Strattnerstraße, 6 – Spielplatz Pöschacherstraße, 9 – Freinberg/Sternwartweg) unterschreiten die empfohlenen Richtwerte und den Referenzwert der Holländischen Liste um ein Vielfaches (vgl. Abb. B.59 mit Kap. III. 8.1) und entsprechen den mittlerweile ubiquitär nachzuweisenden Hintergrundgehalten unbelasteter Gebiete.

Die Standorte, die im Raum Linz vergleichsweise etwas höhere Gehalte aufweisen, liegen über den städtischen Bereich verstreut, sodaß eine gemeinsame Ursache für deren Belastung nicht ableitbar ist.



* nicht in Karte

n.b. = kleiner als Bestimmungsgrenze (zwischen 20 und 40 ng/kg je Substanz, s. Kap. B II 4.6)

Referenzwert 10.000 ng/kg

(aus Leitfaden Bodenanalyse, Niederlande 1988)

Abb. B.59: Chlorbenzole in Grünlandböden (0-5 cm) des Raumes Linz (in ng/kg)

Tab. B.16: Chlorbenzol-Gehalte der Grünlandböden (0–5 cm) im Raum Linz (in ng/kg)

Standorte	Pentachlorbenzol	Hexachlorbenzol	Penta- + Hexachlorbenzol
1	523	518	1041
2	125	221	346
3	37	50	87
4	42	106	148
5	170	196	366
6	144	1284	1428
7	119	449	568
8	86	449	535
9	37	1150	1187
10	63	294	357
11	141	56	197
12	31	57	88
13	50	101	151
14	n.b.	88	88
15	n.b.	41	41
16	21	254	275
17	n.b.	134	134
18	27	26	53
20	21	108	129
21	n.b.	78	78
26	88	183	271
28	37	99	136
33	n.b.	n.b.	–
34	n.b.	27	27
35	n.b.	54	54
36	n.b.	217	217

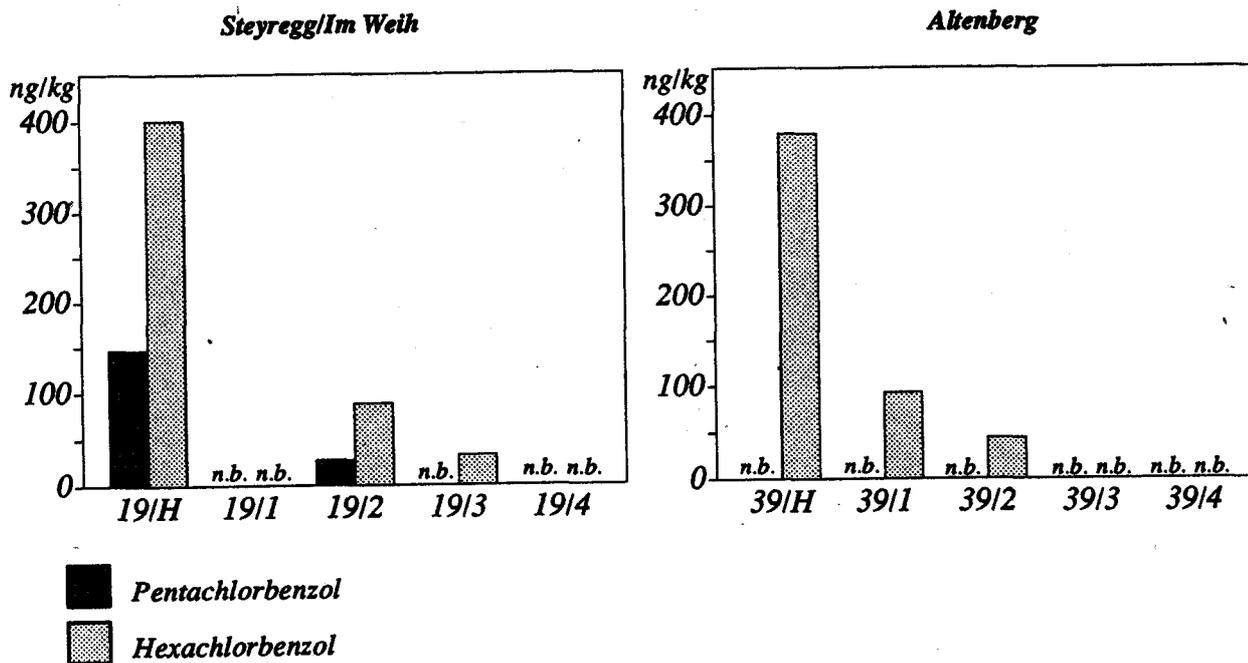
n.b. = kleiner als Bestimmungsgrenze
(zwischen 20 und 40 ng/kg je Substanz, siehe Kap.
B.II. 4.6)

III. 8.3 Penta- und Hexachlorbenzol (HCB) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Wie aus Abb. B.60 ersichtlich, weisen die Böden des industrienahen Waldstandortes 19 (Steyregg/Im Weih) und des Referenzwaldstandortes 39 (Altenberg) ähnliche Hexachlorbenzol-Gehalte auf. Wiederum war HCB in höheren Konzentrationen als Pentachlorbenzol nachweisbar, das im Boden von Standort 39 nicht gefunden wurde. Die Gehalte des Auflagehumus sind erwartungsgemäß höher als jene der darunterliegenden Mineralbodenschichten, wo ein Trend der Abnahme der Gehalte mit der Tiefe erkennbar ist.

Untersuchungen über die Penta- bzw. Hexachlorbenzol-Gehalte von Waldböden sind bisher kaum durchgeführt worden. Eine Einordnung der im Raum Linz gefundenen Bodengehalte ist daher schwierig. REISCHL et al. (1990) fanden in den einzelnen Auflagehumushorizonten unter Fichte im Fichtelgebirge HCB-Gehalte zwischen 6,5 und 11,6 µg/kg. Unter Buche im Fichtelgebirge lagen die Auflagehumusgehalte der einzelnen Horizonte zwischen 1,8 und 2,9 µg HCB/kg. SEIBOLD et al. (1986) fanden in Waldböden aus dem Odenwald HCB-Gehalte von 2 µg/kg in 0–4 cm Bodentiefe und in der Schicht 4–15 cm 1 µg/kg.

Die im Raum Linz untersuchten Waldböden weisen deutlich geringere HCB-Gehalte auf und sind daher nur unbedeutend belastet.



n.b. = kleiner als Bestimmungsgrenze (zwischen 20 und 60 ng/kg je Substanz, s. Kap. B.II. 4.6)

- /H Auflagehumus
- /1 0 - 5 cm
- /2 5 - 10 cm
- /3 10 - 20 cm
- /4 20 - 30 cm

Abb. B.60: Chlorbenzole in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)

Tab. B.17: Chlorbenzol-Gehalte der Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)

Standorte	Pentachlorbenzol	Hexachlorbenzol	Penta- + Hexachlorbenzol
19/H	147	401	548
19/1	n.b.	n.b.	-
19/2	27	88	115
19/3	n.b.	32	32
19/4	n.b.	n.b.	-
39/H	n.b.	380	380
39/1	n.b.	93	93
39/2	n.b.	44	44
39/3	n.b.	n.b.	-
39/4	n.b.	n.b.	-

n.b. = kleiner als Bestimmungsgrenze (zwischen 20 und 60 ng/kg je Substanz, s. Kap. B.II. 4.6)

III. 8.4 Schlußbetrachtung Chlorbenzole

Die Grünlandböden des Raumes Linz weisen im Vergleich zu anderen Untersuchungen und vorhandenen Richtwerten sehr geringe Penta- und Hexachlorbenzolgehalte auf. Die festgestellten Konzentrationen liegen durchwegs im Bereich von Hintergrundwerten. Hexachlorbenzol war generell in höheren Konzentrationen im Boden nachweisbar als Pentachlorbenzol.

Die Böden der beiden untersuchten Waldstandorte im Raum Linz weisen ähnliche Gehalte auf, wobei im Humus jeweils höhere Konzentrationen als in den darunterliegenden Mineralböden festgestellt wurden. Im Vergleich mit anderen Untersuchungen sind aber auch sie als gering belastet einzustufen.

III. 9 Hexachlorzyklohexane (HCH)

III. 9.1 Allgemeines

Hexachlorzyklohexan gehört zur Stoffklasse der schwerflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe. Von diesem Stoff gibt es fünf Strukturisomere, von denen das γ -HCH (Handelsname: Lindan, Abb. B.61) wegen seiner Wirkung und Verwendung als Insektizid das bekannteste ist.

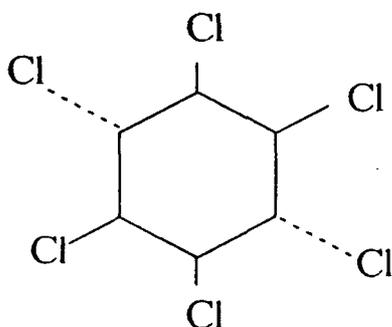


Abb. B.61: Strukturformel von γ -HCH (Lindan)

In die Umwelt gelangt HCH in erster Linie durch seine Verwendung als Insektizid

und Holzschutzmittel. Mittlerweile gibt es in zahlreichen westeuropäischen Ländern gesetzliche Anwendungsbeschränkungen für γ -HCH (Lindan). Technisches HCH – ein Gemisch aus allen 5 HCH-Isomeren – darf in zahlreichen Ländern Westeuropas und Nordamerikas nicht mehr verwendet werden. Global gesehen nahm die Produktion und der Verkauf von HCH ab etwa 1960 jedoch deutlich ab (RAPAPORT und EISENREICH, 1988).

HCH ist gegenwärtig ubiquitär nachzuweisen. Die einzelnen HCH-Isomere unterscheiden sich durch ihre chemisch-physikalischen Eigenschaften. Entsprechend der unterschiedlichen Persistenz wird für α - und γ -HCH eine Halbwertszeit im Boden von einem Jahr, für β -HCH eine Halbwertszeit von acht Jahren angegeben. α - und γ -HCH können entsprechend ihrem hohen Dampfdruck unter Umständen rasch aus dem Boden verdampfen. Dagegen weist β -HCH eine starke Tendenz zur Anreicherung im Boden auf.

HCH weist eine mittelmäßige bis starke Pflanzenverfügbarkeit aus dem Boden auf, wobei diese stark vom Humusgehalt des Bodens abhängig ist. Hohe Rückstände konnten in Wurzelgemüsen (Möhren, Kartoffeln, Rüben) festgestellt werden (Bundesministerium des Inneren, BRD, 1985).

Der Referenzwert der Holländischen Liste für HCH beträgt 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Leitfaden Bodensanierung, 1988). KÖCHL (1987) fand in Ackerböden des Marchfeldes γ -HCH Gehalte von 0 bis 4,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Mittelwert 1,11 $\mu\text{g}/\text{kg}$). α - und β -HCH-Rückstände konnten keine nachgewiesen werden.

Grünlandböden (Hintergrundgebiete) und Ackerböden in Nordrheinwestfalen wiesen durchwegs α - und β -HCH Gehalte von unter 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ auf. Die

Grünlandböden der Überschwemmungsgebiete wiesen zu ca. 60 % Gehalte über 1 µg α- und β-HCH/kg auf. Einzelne Extremwerte betragen bis zu 270 µg/kg. Lindan (γ-HCH) war nur in Gärtenböden geringfügig erhöht (bis 9,0 µg/kg), in Grünland- und Ackerböden lagen die Gehalte im Bereich der für diese Arbeit geltenden Nachweisgrenze von 1 µg/kg (KÖNIG und HEMBROCK, 1989).

OZOUNIS et al. (1985) fanden in weidewirtschaftlich genutzten Böden Nordgriechenlands Gehalte von α-HCH zwischen 0,01 und 0,1 µg/kg, von β-HCH zwischen nicht nachweisbar und 0,2 µg/kg und von γ-HCH zwischen 0,1 und 1,0 µg/kg. In Böden von landwirtschaftlich und gewerblich genutzten Gebieten derselben Region lagen die Gehalte für α-HCH zwischen nicht nachweisbar und 1,4 µg/kg, für β-HCH zwischen nicht nachweisbar und 1,0 µg/kg und für γ-HCH zwischen 0,1 und 1,3 µg/kg.

Nach Literaturangaben liegen minimale Bodenkontaminationen in einer Größenordnung von 0,05 bis 0,2 µg/kg (γ-HCH), 0,03 bis 0,1 µg/kg (α-HCH) und 0,02 µg/kg für die übrigen Isomere. Höhere Bodenbelastungen gehen entweder mit höheren Lindangehalten einher (und zeigen somit eine örtliche Anwendung von Lindan an) oder mit höheren Gehalten von β-HCH. Als allgemeiner "Null-Pegel" werden Gehalte im Boden von 0,17 (0,03 bis 1,0) µg α-HCH/kg; 0,05 (<0,02 bis 0,3) µg β-HCH/kg und 0,53 (0,05 bis 3,1) µg Lindan/kg angegeben (DFG, 1982 cit. in WITTE et al., 1989).

Entsprechend der Tendenz zur Bioakkumulation nimmt der Mensch in Ländern

mit Anwendungsbeschränkungen für HCH dieses in erster Linie über die tierischen fetthaltigen Nahrungsmittel auf. In Ländern, wo HCH verstärkt Verwendung findet (z.B. Indien), sind vermutlich pflanzliche Nahrungsmittel die Hauptquellen für die HCH-Aufnahme mit der Nahrung. Von den einzelnen HCH-Isomeren weist β-HCH den weitaus größten Biokonzentrationsfaktor im Menschen auf. Dieser liegt etwa vergleichbar hoch wie der von Hexachlorbenzol und höher als der von PCB und 2,3,7,8-TCDD (GEYER et al., 1986). Die Speicherung erfolgt hauptsächlich im Körperfett. Die WHO gibt einen ADI-Wert (acceptable daily intake) für γ-HCH (Lindan) von 10 µg/kg Körpergewicht je Tag an.

Nach KOCH (1989) besitzt α-HCH eine relativ geringe akute, chronische und kumulative toxische Wirkung. Demgegenüber ist β-HCH durch eine geringe akute; jedoch eine hohe chronische und kumulative Toxizität gekennzeichnet; γ-HCH ist sowohl akut als auch chronisch hoch toxisch, während δ-HCH nur eine insgesamt geringe Toxizität aufweist.

Durch HCH wird vor allem das Zentrale Nervensystem geschädigt (Bundesministerium des Inneren, BRD, 1985). Daneben wurde α-, β- und γ-HCH von der IARC (1988) als krebserregend in Tierversuchen eingestuft. Wie schon bei anderen chlororganischen Schadstoffen ist bei HCH die Tatsache besonders problematisch, daß Säuglinge entsprechend der Biokonzentration in fetthaltigen Strukturen durch die Frauenmilch gegenüber HCH (im Besonderen β-HCH) exponiert sein können (vgl. HEESCHEN und BLÜTHGEN, 1987 cit. in MARKARD, 1988/b).

III. 9.2 Hexachlorzyklohexane in Grünlandböden des Raumes Linz

Die Böden wurden auf die Gehalte von α -, β -, γ - und δ -HCH untersucht.

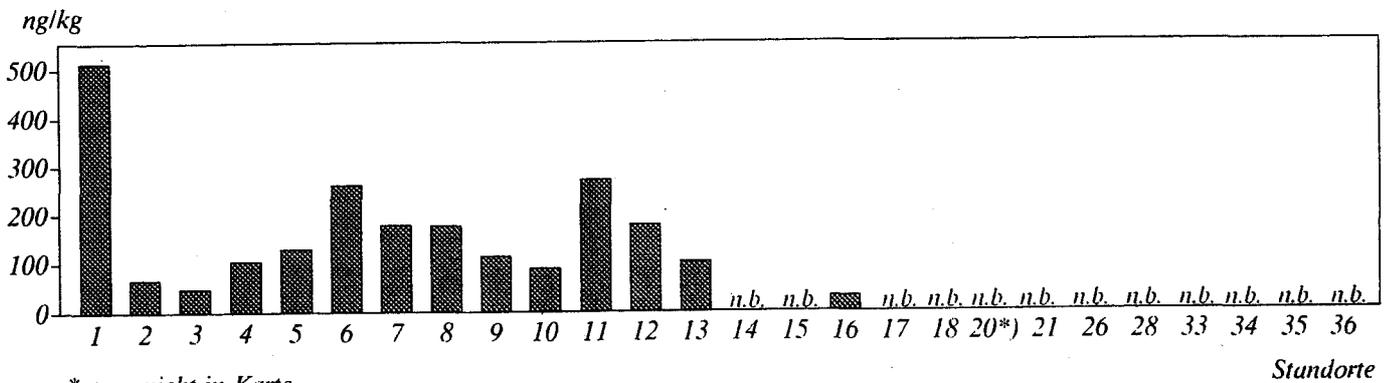
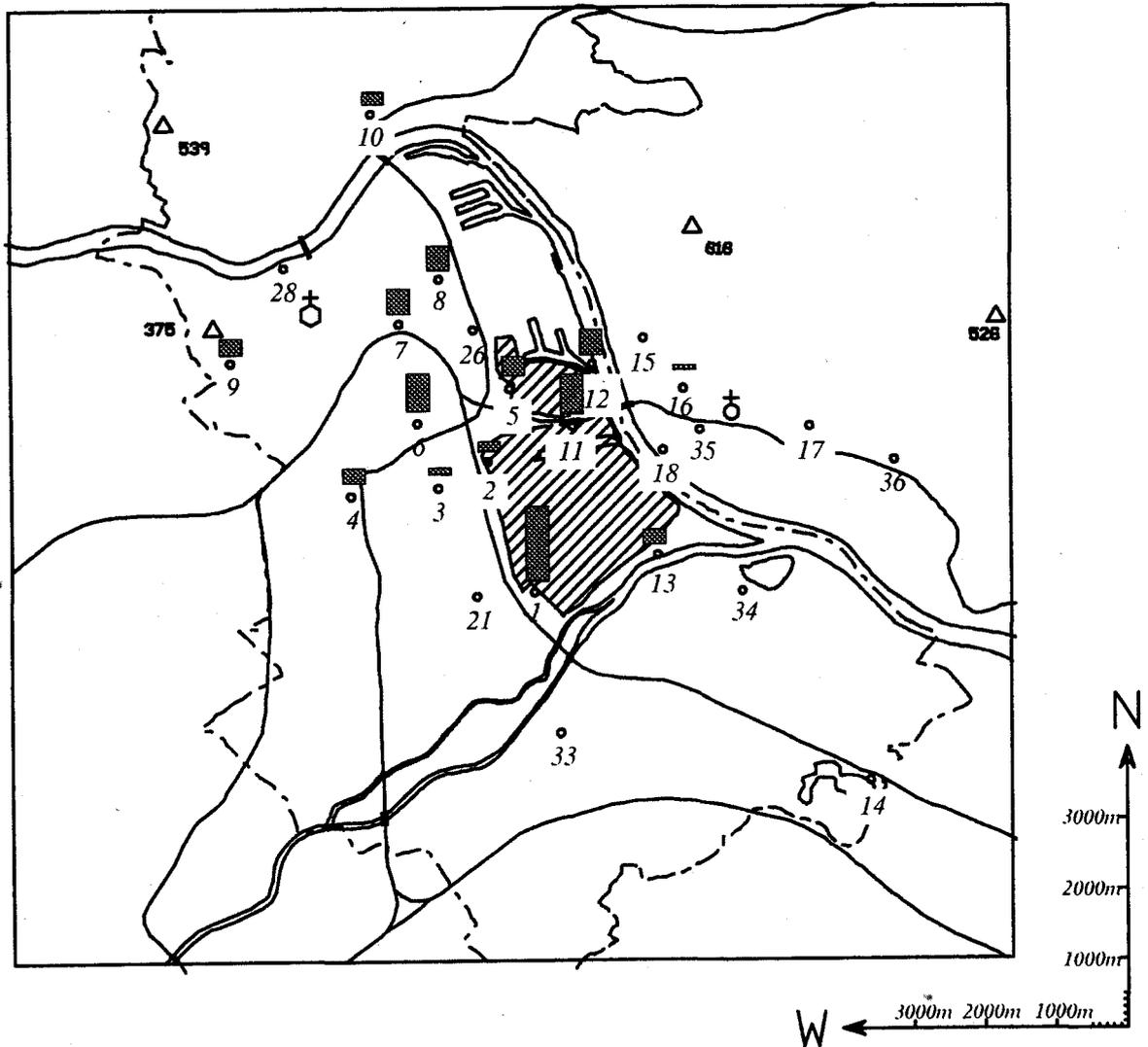
Wie aus Abb. B.62 ersichtlich, wird im Raum Linz selbst der Referenzwert der Holländischen Liste von 1.000 ng HCH/kg bei weitem nicht erreicht. Die Gehalte der Einzelisomere bewegen sich auch an den Standorten mit vergleichsweise höheren Gehalten des Raumes Linz in Größenordnungen, die denen von Hintergrundwerten unbelasteter Gebiete entsprechen (vgl. Tab. B.18 mit Kap. III. 9.1). An einigen Standorten, in Steyregg und am Stadtrand von Linz ist keines der vier untersuchten HCH-Isomere nachweisbar.

Gut nachweisbare HCH-Gehalte konnten in erster Linie im städtischen Bereich und im Nahbereich der Industrie festgestellt werden (Abb. B.62). Dabei war von den vier untersuchten Isomeren δ -HCH

in fast allen Bodenproben nicht nachzuweisen. Der HCH-Bodengehalt der Grünlandstandorte des Raumes Linz setzt sich aus wechselnden Anteilen von α - und/oder β - und/oder γ -HCH (Lindan) zusammen, wobei Lindan am häufigsten nachweisbar war (Abb. B.63).

Der höchste im Raum Linz festgestellte HCH-Bodengehalt ist der von Standort 1 (Strattnerstraße) mit 513 ng/kg (Summe der 4 untersuchten HCH-Isomere). Diese Probefläche liegt in einer Kleingartenanlage, sodaß eine HCH-Insektizidanwendung die Ursache dieses im Raum Linz vergleichsweise erhöhten Bodengehaltes darstellen könnte.

Der *Median* der festgestellten HCH-Konzentrationen (Summe der 4 untersuchten HCH-Isomere) beträgt 40 ng/kg (n.n.-513, n = 26). Der *Mittelwert* liegt bei 87 ng HCH/kg. Im Boden des *Referenzstandortes 20* (Kirchschlag) war keines der untersuchten HCH-Isomere nachweisbar. Diese Zahlen verdeutlichen nochmals die minimale HCH-Belastung von Grünlandböden des Raumes Linz.



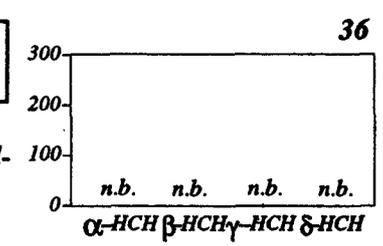
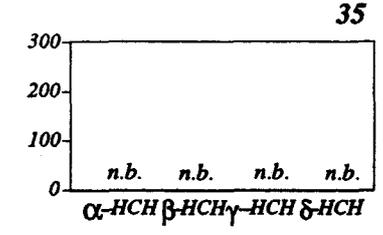
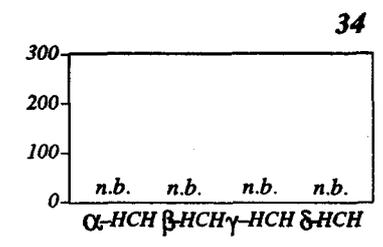
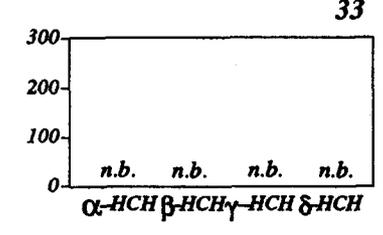
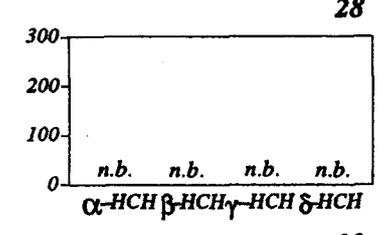
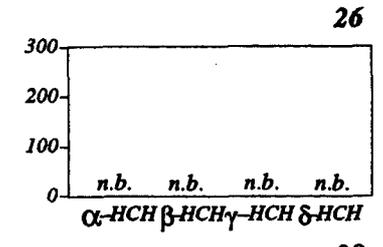
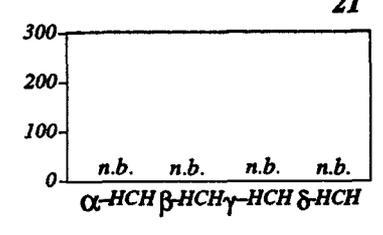
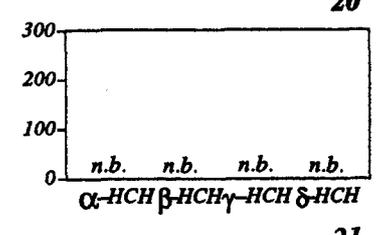
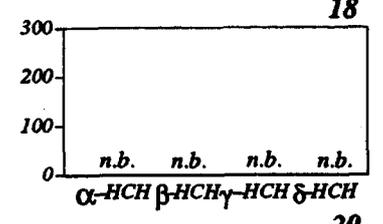
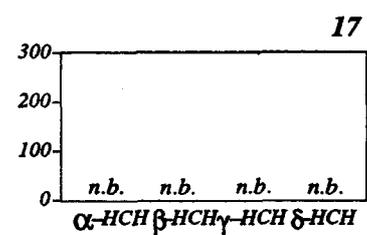
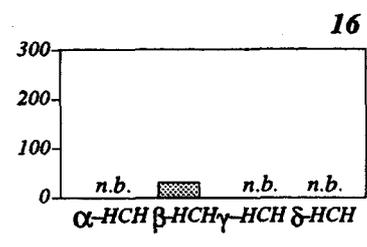
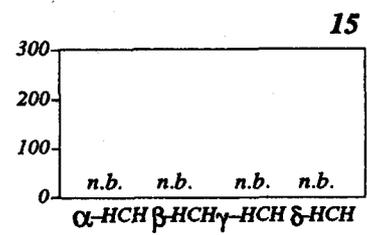
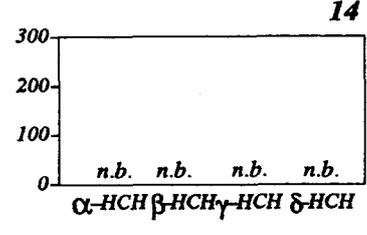
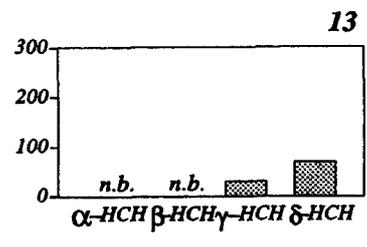
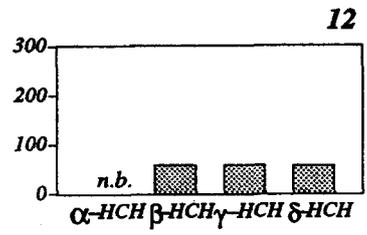
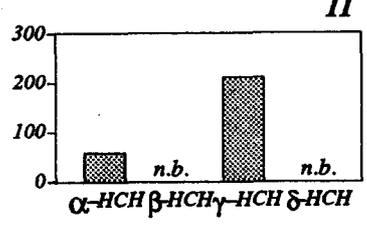
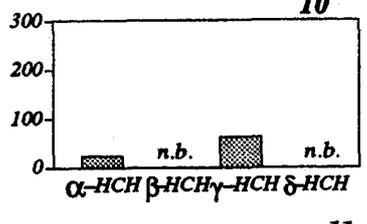
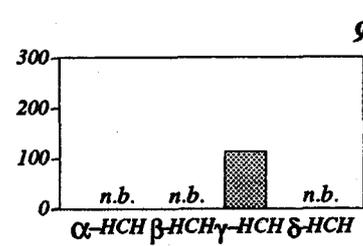
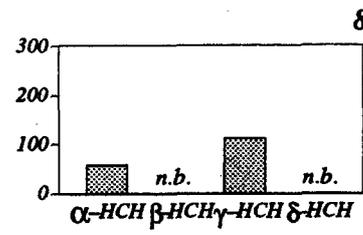
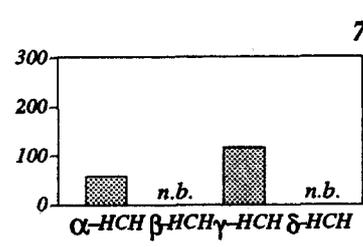
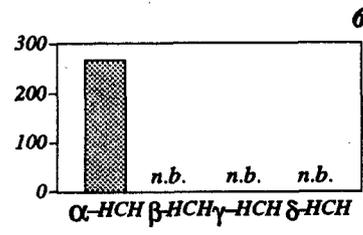
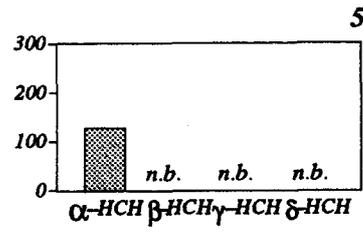
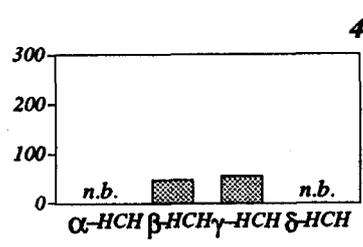
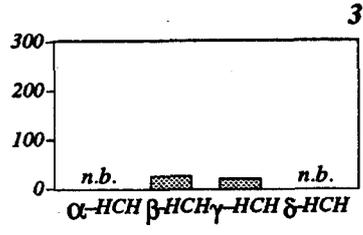
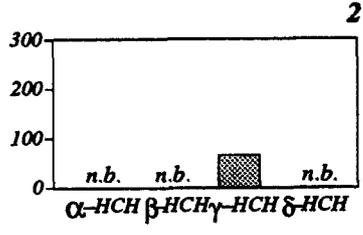
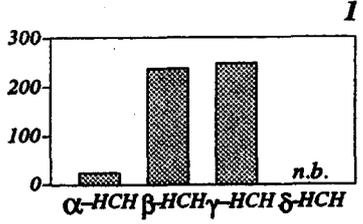
* nicht in Karte

n.b. = kleiner als Bestimmungsgrenze (zwischen 20 und 40 ng/kg je Isomer, siehe Kap. B II 4.6)

Referenzwert 1000 ng/kg pro Isomer

(aus Leitfaden Bodensanierung, Niederlande 1988)

Abb. B.62: Hexachlorzyklohexane (Summe der 4 untersuchten Isomere) in Grünlandböden (0–5 cm) des Raumes Linz (in ng/kg)



n.b. = kleiner als Bestimmungsgrenze (zwischen 20 und 40 ng/kg je Isomer, s. Kap. B II 4.6)

Abb. B.63: Muster der HCH-Isomere der Grünlandstandorte im Raum Linz (in ng/kg)

Tab. B.18: HCH-Gehalte der Grünlandböden (0 – 5 cm) im Raum Linz (in ng/kg)

Standorte	Alpha-HCH	Beta-HCH	Gamma-HCH	Delta-HCH	Summe-HCH Isomere
1	26	238	249	n.b.	513
2	n.b.	n.b.	66	n.b.	66
3	n.b.	27	21	n.b.	48
4	n.b.	48	56	n.b.	104
5	129	n.b.	n.b.	n.b.	129
6	268	n.b.	n.b.	n.b.	268
7	39	n.b.	124	n.b.	177
8	58	n.b.	117	n.b.	175
9	n.b.	n.b.	113	n.b.	113
10	25	n.b.	63	n.b.	88
11	59	n.b.	212	n.b.	271
12	n.b.	59	59	58	176
13	n.b.	n.b.	31	70	101
14	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
15	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
16	n.b.	31	n.b.	n.b.	31
17	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
18	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
20	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
21	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
26	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
28	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
33	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
34	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
35	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
36	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

n.b. = kleiner als Bestimmungsgrenze (zwischen 20 und 40 ng/kg je Isomer, siehe Kap. B.II. 4.6)

III. 9.3 Hexachlorzyklohexane in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz

Wie aus Abb. B.64 ersichtlich, konnten HCH lediglich im Boden des Waldstandortes 19 (Steyregg/Im Weih) gefunden werden. Im Auflagehumus dieses Standortes und auch in der darunterliegenden Mineralbodenschicht 0 – 5 cm konnten erhöhte HCH-Gehalte nachgewiesen werden. In den von 5 bis 30 cm liegenden Mineralbodenschichten des Standortes 19 war HCH nicht mehr nachzuweisen.

Die HCH-Gehalte von Standort 19 liegen – wie auch bei anderen Schadstoffen

beobachtet – deutlich höher als jene des naheliegenden Grünlandstandortes 16 (vgl. Abb. B.62 mit Abb. B.64). Dies könnte auf die verstärkte Ausfilterung des Kronendaches von atmosphärisch transportierten HCH zurückzuführen sein. Aber auch eine HCH-Insektizid-anwendung im Wald könnte eine mögliche Ursache dafür darstellen.

Aus Abb. B.65 ist zu entnehmen, daß sich der HCH-Gehalt des Standortes 19 aus den α -, β -Isomeren und anteilmäßig am stärksten aus dem γ -Isomer (Lindan) zusammensetzt.

Eine vergleichende Bewertung der auf Standort 19 gefundenen HCH-Gehalte

ist schwierig, da Untersuchungen von HCH-Bodengehalten im Wald selten sind. Insofern ist es schwierig, den Belastungsgrad des Standortes 19 tatsächlich einzuschätzen.

REISCHL et al. (1990) fanden in den einzelnen Auflagehumushorizonten unter Fichte im Fichtelgebirge α -HCH-Gehalte von 3,6 bis 33 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und γ -HCH-Gehalte von 8,5 bis 54 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Unter Buche in derselben Region lagen die α -HCH-Gehalte zwischen 1,2 und 6,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und die γ -HCH-Gehalte zwischen 3,1 und 23,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Die HCH-Auflagehumusgehalte im Fichtelgebirge bezogen auf die ganze

Auflagehumusschicht, wie sie für die vorliegende Untersuchung herangezogen wurde, liegen daher höher als jene des Standortes 19.

SEIBOLD et al. (1986) fanden in der Mineralbodenschicht 0 – 4 cm aus dem Odenwald mittlere Lindangehalte von 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Die α - und β -HCH-Gehalte waren kleiner 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$. In der darunterliegenden 4 – 15 cm Schicht wurden 0,8 μg Lindan/kg gefunden, und der α - und β -HCH Gehalt war wiederum kleiner 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Diese Vergleichswerte zeigen, daß auch Standort 19 noch keine nennenswerte HCH-Belastung aufweist.

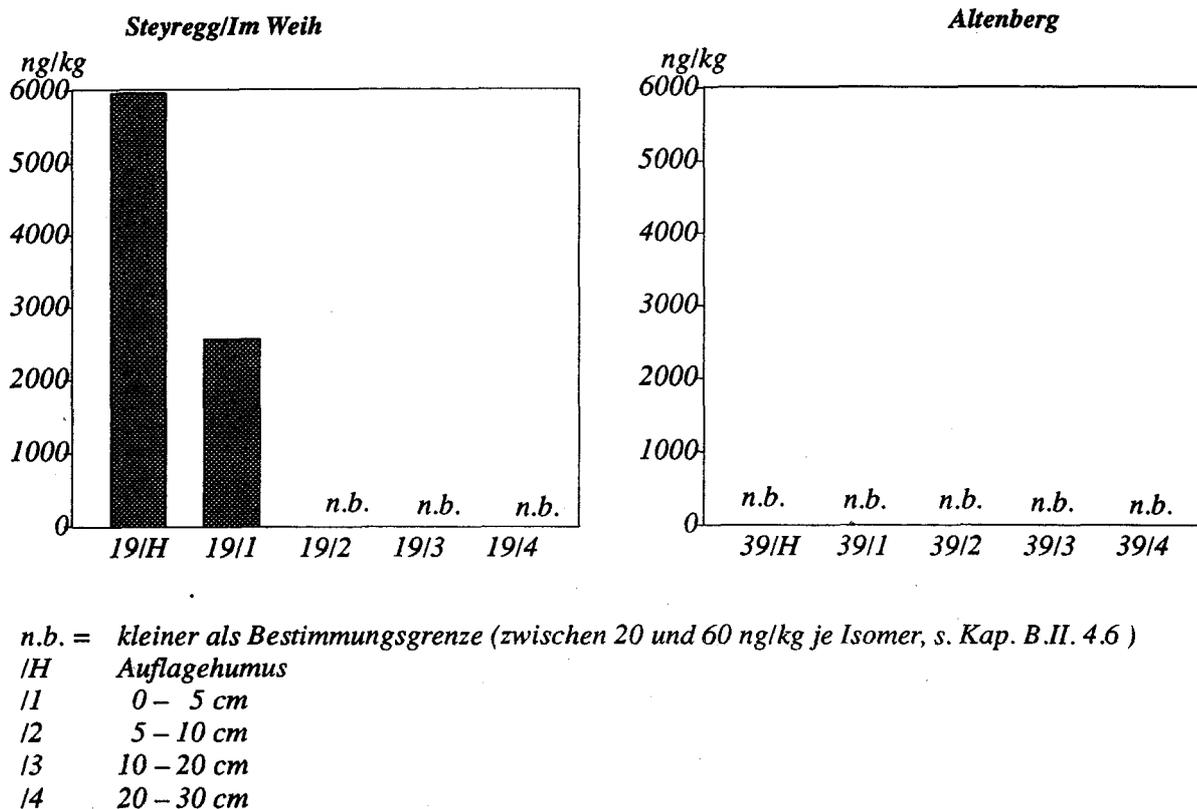
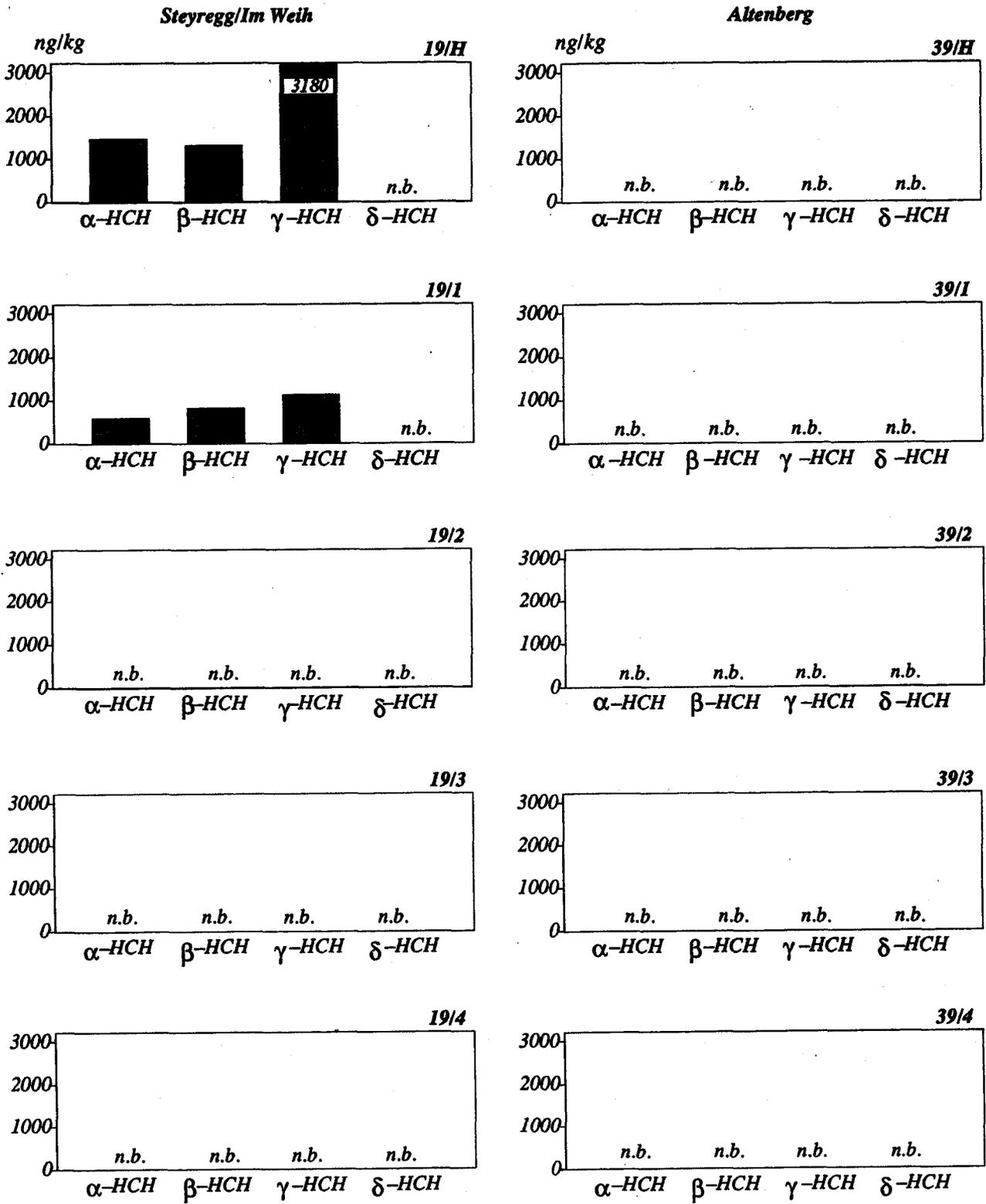


Abb. B.64: Hexachlorzyklohexane (Summe der 4 untersuchten Isomere) in den Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)



n.b. = kleiner als Bestimmungsgrenze (zwischen 20 und 60 ng/kg je Isomer, s. Kap. B II 4.6)

- IH Auflagehumus
- 11 0-5 cm
 - 12 5-10 cm
 - 13 10-20 cm
 - 14 20-30 cm

Abb. B.65: Muster der HCH-Isomere zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)

Tab. B.19: HCH-Gehalte der Böden zweier Waldstandorte im Raum Linz (in ng/kg)

Standorte	Alpha-HCH	Beta-HCH	Gamma-HCH	Delta-HCH	Summe-HCH Isomere
19/H	1473	1322	3180	n.b.	5975
19/1	599	824	1132	n.b.	2555
19/2	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	—
19/3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	—
19/4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	—
39/H	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	—
39/1	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	—
39/2	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	—
39/3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	—
39/4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	—

n.b. = kleiner als Bestimmungsgrenze (zwischen 20 und 60 ng/kg je Isomer, siehe Kap. B.II. 4.6)

III. 9.4 Schlußbetrachtung HCH

Die untersuchten Grünlandstandorte des Raumes Linz sind durchwegs sehr gering mit HCH (Summe aus α -, β -, γ - und δ -HCH) belastet. Auch die Standorte mit den im Raum Linz vergleichsweise höheren HCH-Gehalten weisen Werte auf, die deutlich unter dem Referenzwert der "Holländischen Liste" von 1.000 ng/kg pro Isomer liegen und den Hintergrundkonzentrationen unbelasteter Gebiete entsprechen.

γ -HCH (Lindan) war von den untersuchten HCH-Isomeren am häufigsten nachzuweisen.

Lediglich im Boden des industriennahen Waldstandortes 19 (Steyregg/Im Weih) konnten HCH-Gehalte festgestellt werden. Die Werte liegen höher als jene aller untersuchten Grünlandstandorte des Raumes Linz. Das im Boden des Standortes 19 gefundene HCH ist in der Auflagehumusschicht und in der darunterliegenden 0 – 5 cm Mineralbodenschicht enthalten, darunter war HCH nicht mehr nachweisbar.

Bei einem Auflagehumusgehalt von ca. 6 $\mu\text{g/kg}$ (Summe von α -, β -, γ -, δ -HCH) des Standortes 19 ist aber ebenfalls noch von keiner nennenswerten Belastung zu sprechen.

III. 10 Korrelationen zwischen den Bodengehalten der einzelnen Schadstoffe

Die Korrelationen zwischen den einzelnen Schwermetallen, den einzelnen PAH, den PCB-Kongeneren und zwischen den PCDD/F-Homologen wurden bereits in den entsprechenden vorhergehenden Kapiteln behandelt. Von Interesse ist hier lediglich, ob zwischen den Substanzen verschiedener Schadstoffgruppen Korrelationen bestehen.

Zwischen den Metallen Mangan, Zink, Blei, Nickel und Chrom und allen PAH treten Korrelationen auf (Abb. B.66). Zwischen Mangan, Blei, Nickel und den PAH konnten die vergleichsweise höheren Korrelationskoeffizienten bestimmt werden. Da für diese Substanzen die höchsten Gehalte nahe dem bzw. im Industriegebiet liegen, spricht dieses Ergebnis für gemeinsame Emissionen dieser Substanzen durch die Industrieregion (vermutlich durch Emittenten in der VÖEST).

Zwischen den Metallen und den PCB gibt es folgende Korrelationen (Abb. B.67): Zwischen Cadmium, Blei und den höherchlorierten PCB (101, 138, 153, 180) treten ausgeprägte Korrelationen auf. Schwache Beziehungen mit niedrigerem Korrelationskoeffizienten, sind auch zwischen Mangan, Zink und den bereits erwähnten höherchlorierten PCB festzustellen. Höhere Cadmium-, Blei-, Zink- und Mangan-Werte bedeuten in mehr oder weniger ausgeprägter Form höhere Gehalte von hauptsächlich höherchlorierten PCB-Kongeneren bzw. der PCB-Summe. Dieses Ergebnis könnte wiederum im Zusammenhang mit den höchsten Werten dieser Stoffe nahe dem Industriegebiet gesehen werden und könnte daher vermutlich auf gemeinsame Emissionen dieser Substanzen durch die Industrieregion zurückzuführen sein.

Zwischen den Metallen und den PCDD/F-Homologen treten fast keine

Korrelationen auf. Einzige Ausnahme bildet die schwach ausgeprägte Beziehung zwischen Kupfer und T4CDD (Abb. B.68). Nachdem die Werte von fünf der 13 auf PCDD/F untersuchten Standorten bei den T4CDD unter der Nachweisgrenze liegen, dürfte dieses Ergebnis eher zufällig zustande gekommen sein.

Bei den PAH und den PCB treten im besonderen Korrelationen zwischen den PCB-Kongeneren PCB 101, PCB 180 und allen PAH auf. Während die Korrelationskoeffizienten zwischen PCB 101 und den PAH durchwegs sehr niedrig sind, liegen sie zwischen PCB 180 und den PAH etwas höher, nämlich zwischen 0,6 und 0,7. Zwischen der Summe der PCB und den meisten PAH konnten ebenfalls schwache Korrelationen (Abb. B.69), zwischen den PAH und den PCDD/F keine Korrelationen gefunden werden (Abb. B.70).

Zwischen den PCB und den PCDD/F treten lediglich schwach ausgeprägte negative Korrelationen auf (hohe Werte der einen Substanz bedeuten niedrige Gehalte der anderen Substanz). Diese negativen Beziehungen lagen zwischen den Substanzen P5CDD und PCB 101, PCB 138 sowie der Summe-PCB vor (Abb. B.71).

Die Ergebnisse der Korrelationsanalysen zwischen den PCDD/F und den anderen Schadstoffen bedeuten, daß bei den PCDD/F vollkommen andere Standorte belastet bzw. nicht belastet sind als bei den anderen Schadstoffen. Es kann daher vermutet werden, daß verantwortliche PCDD/F-Emittenten im Raum Linz woanders liegen dürften als die PAH-, PCB- und Schwermetall-Emittenten. Die Ergebnisse der Mustervergleiche für die PCDD/F lassen für die höher belasteten Standorte 15 und 16 einen gemeinsamen Emittenten im nördlichen Industriegebiet vermuten (vgl. Kap. III. 7.4).

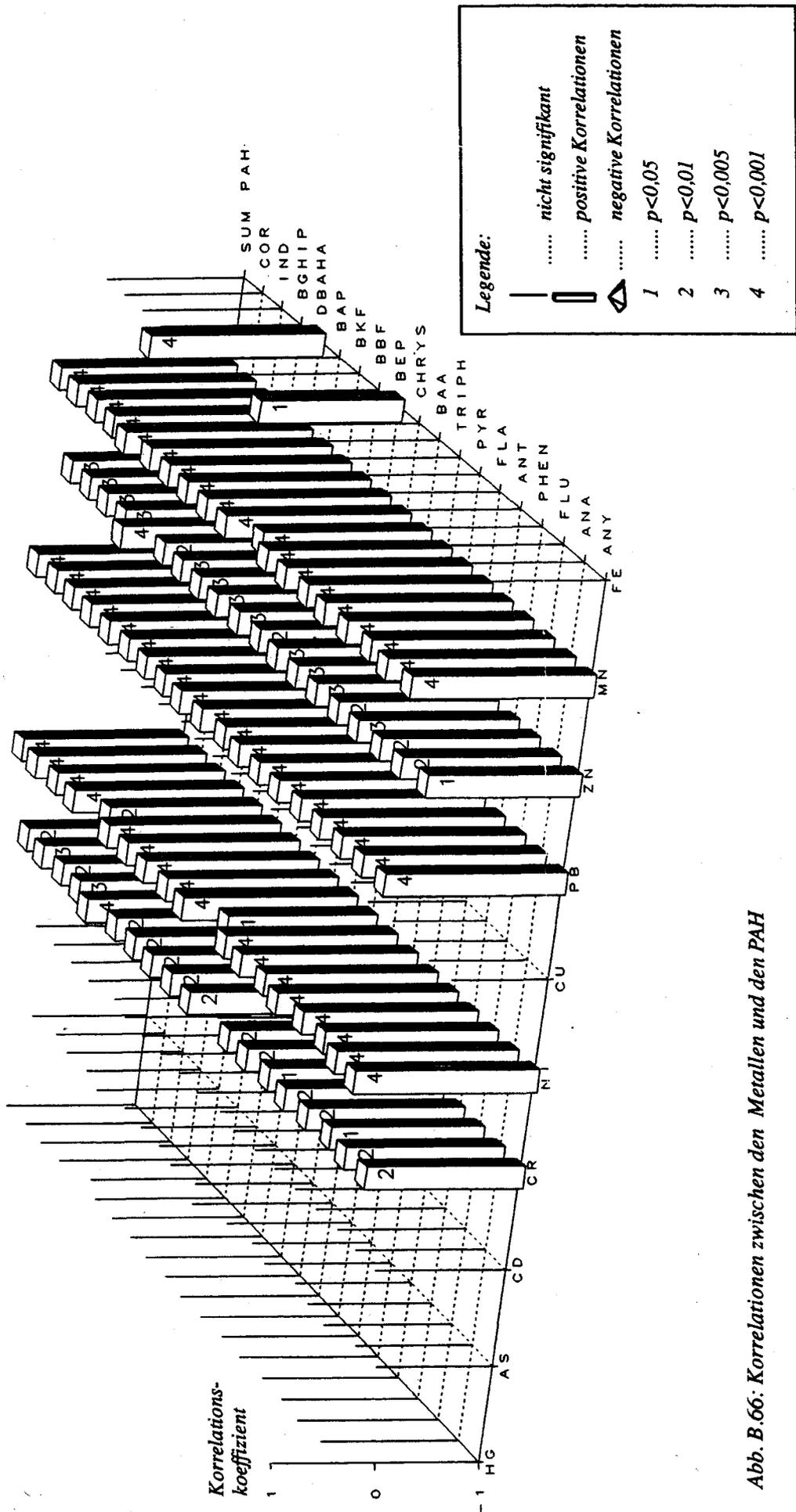


Abb. B.66. Korrelationen zwischen den Metallen und den PAH

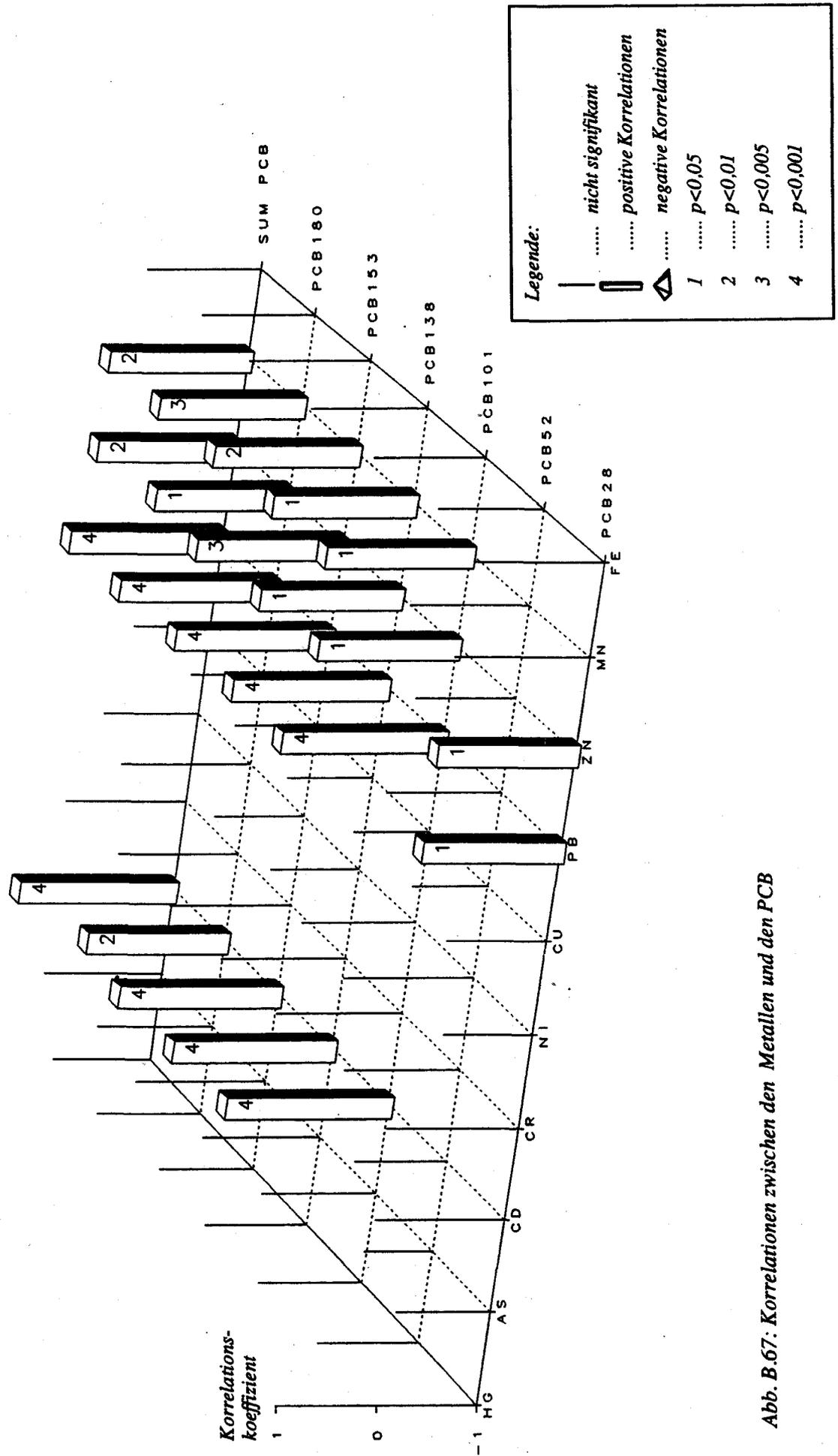


Abb. B.67: Korrelationen zwischen den Metallen und den PCB

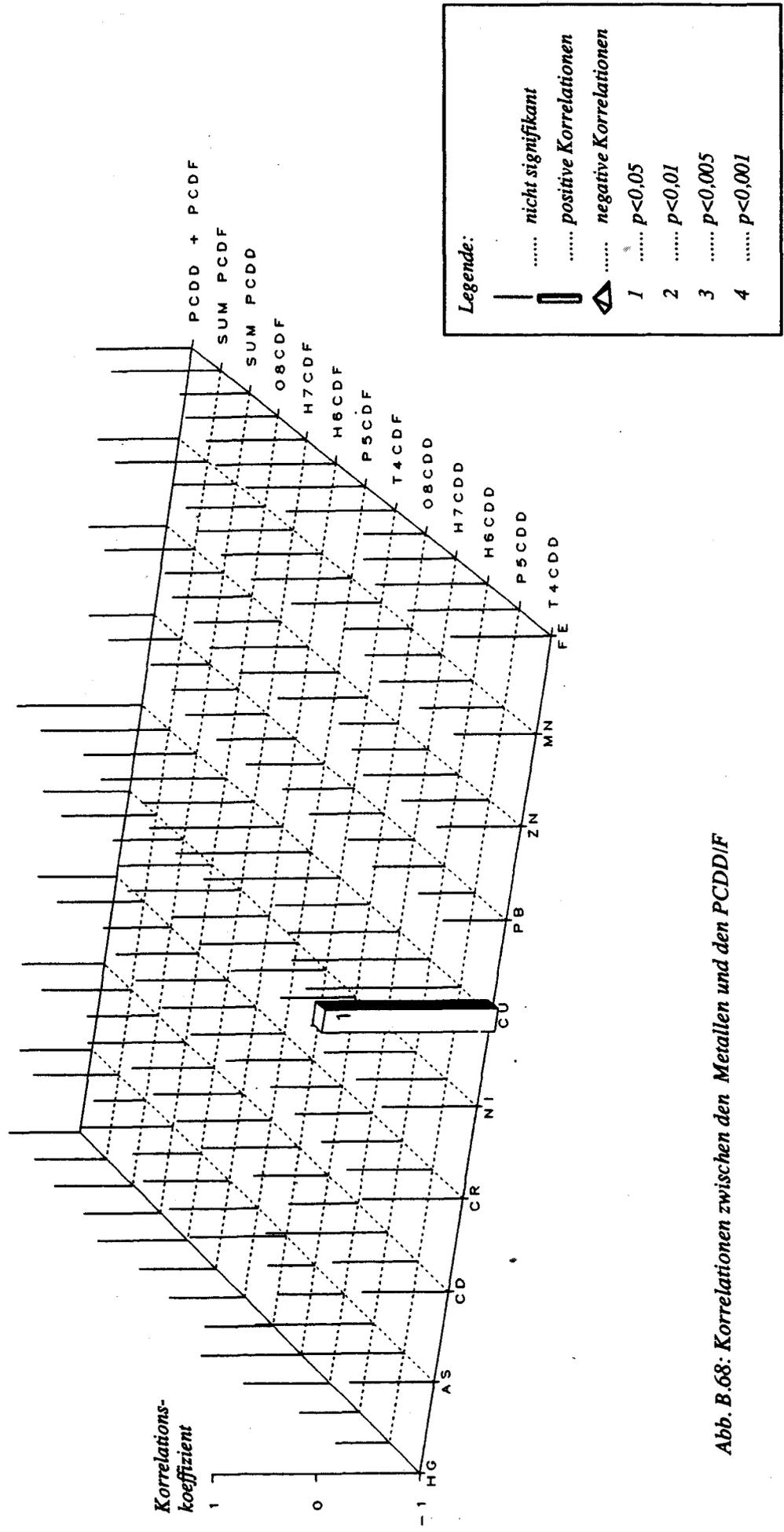


Abb. B.68: Korrelationen zwischen den Metallen und den PCDD/F

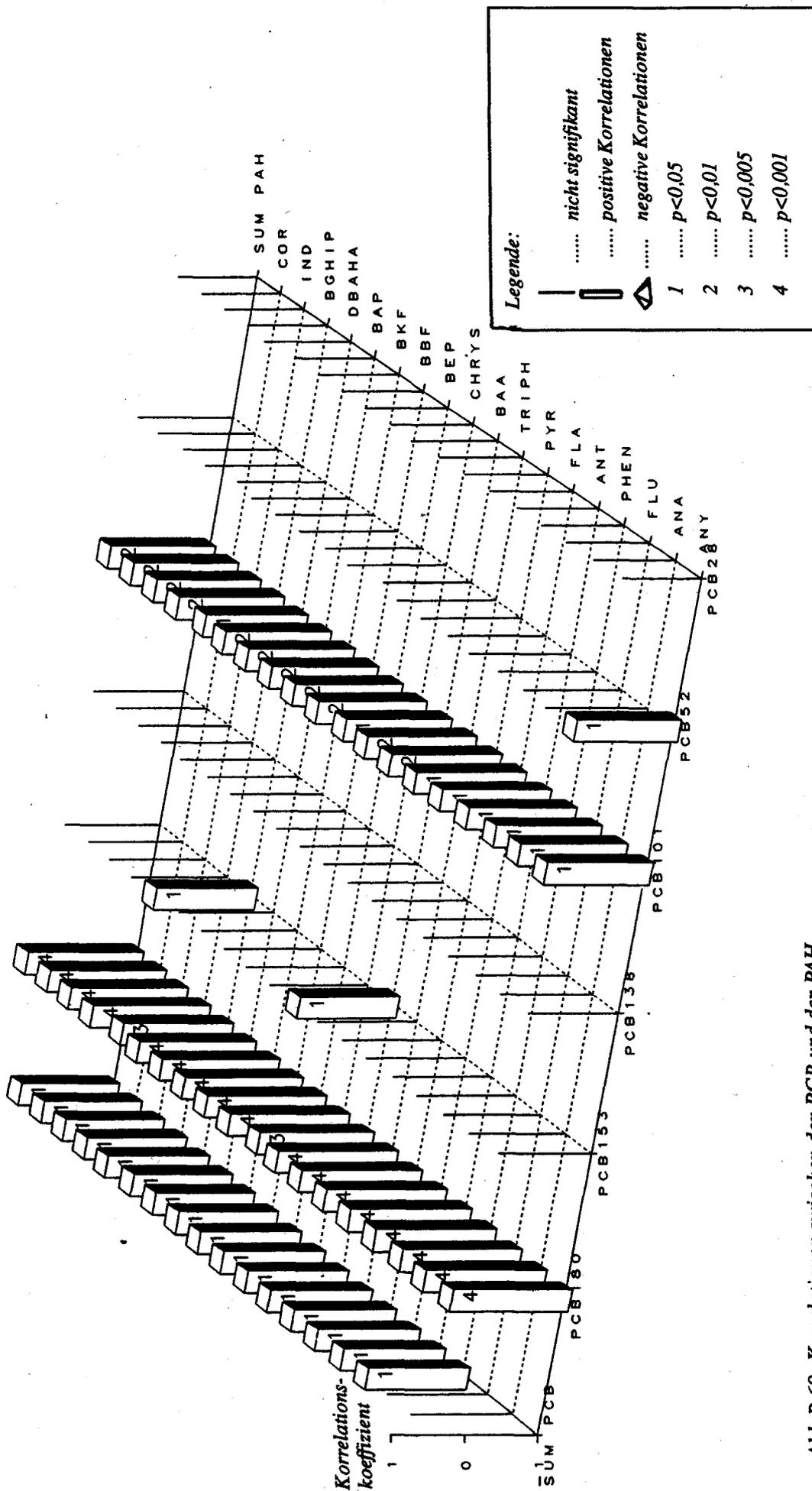


Abb.B.69: Korrelationen zwischen den PCB und den PAH

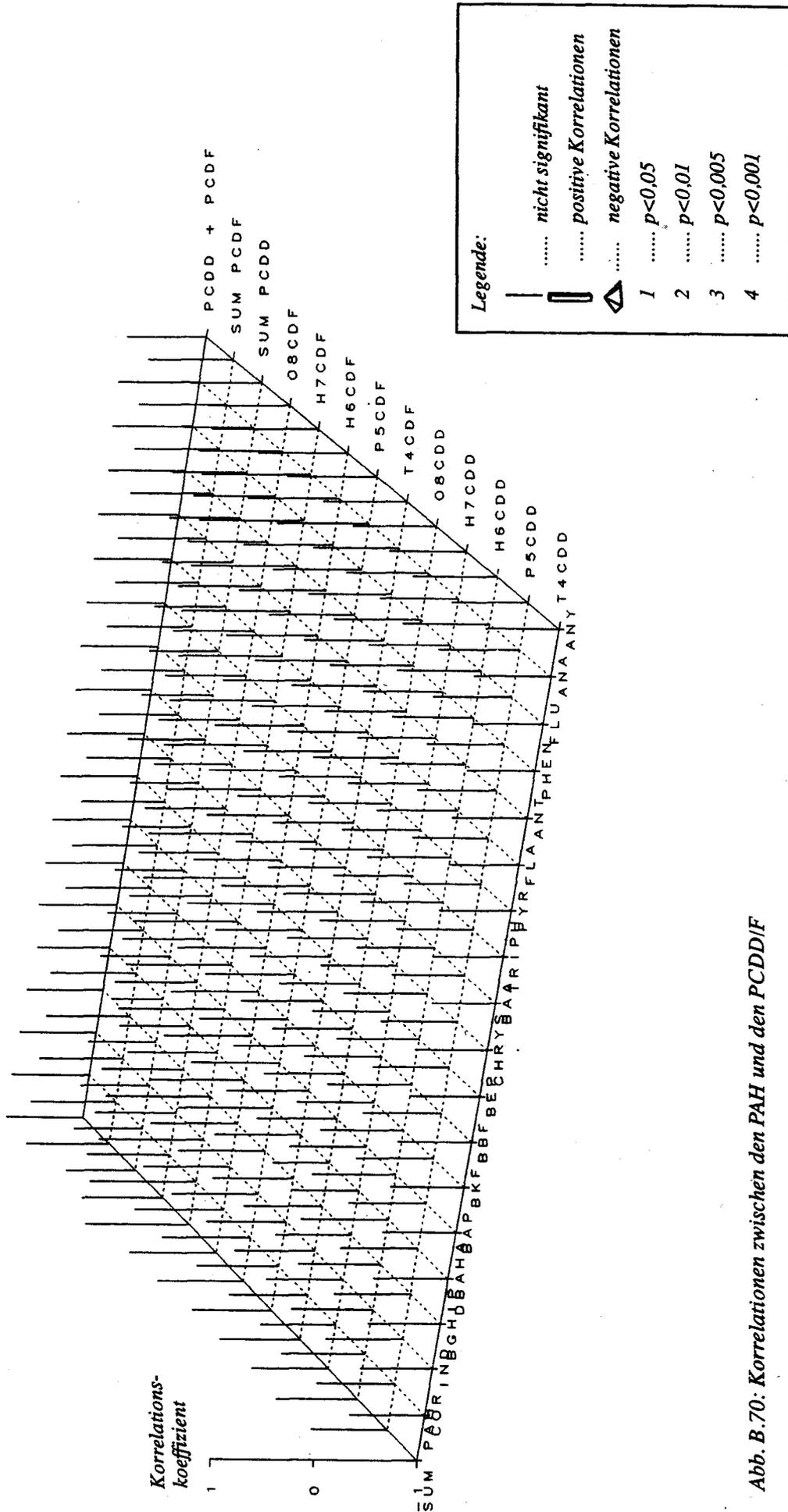


Abb. B.70: Korrelationen zwischen den PAH und den PCDD/F

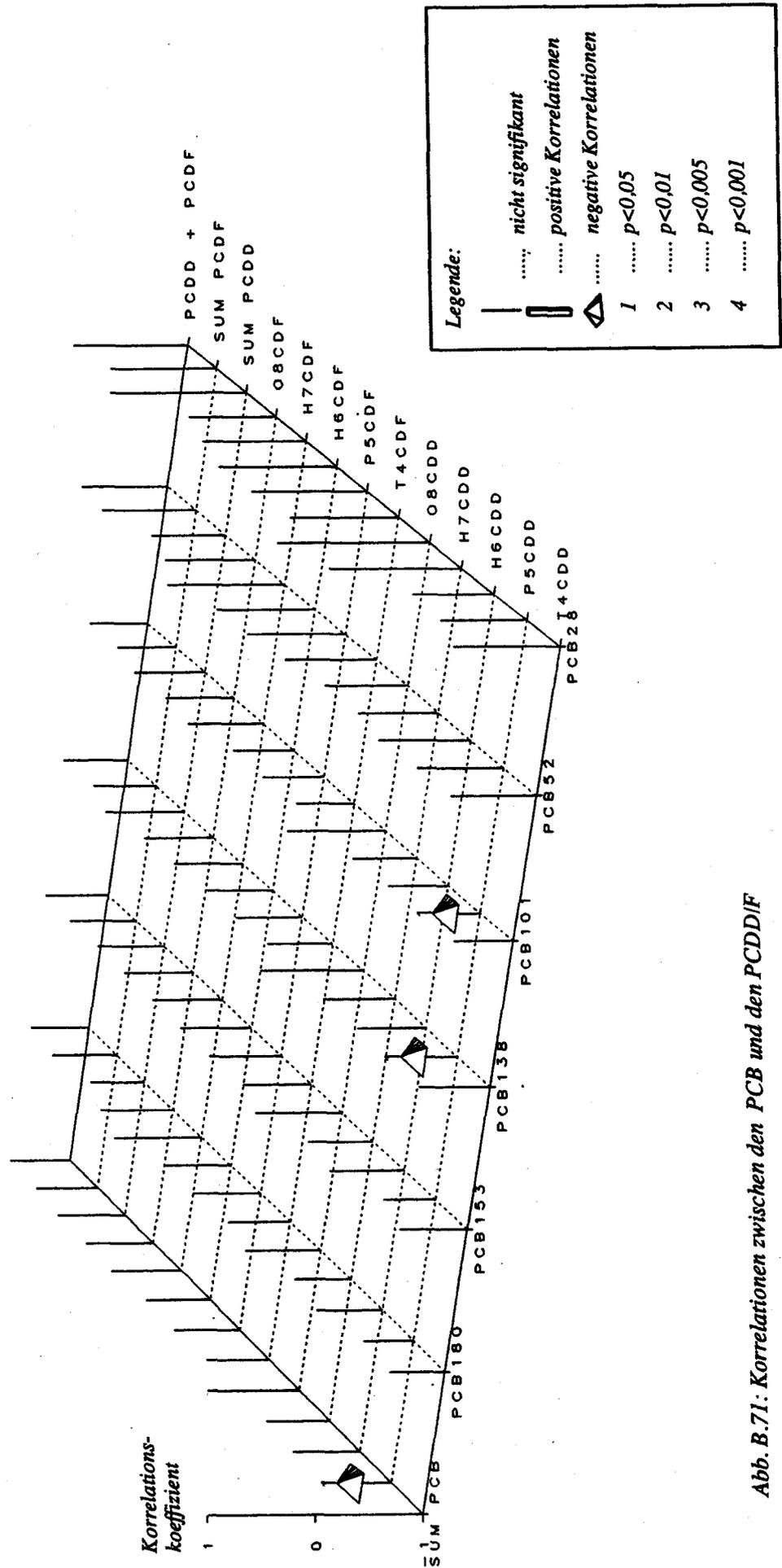


Abb. B.71: Korrelationen zwischen den PCB und den PCDD/F

LITERATURVERZEICHNIS ZU TEIL B

- AICHBERGER, K., BACHLER, W., PICHLER, H., 1981: Schwermetalle in Böden Oberösterreichs und deren Verteilung im Bodenprofil. *Landw. Forschung, Sonderheft 38*, 350 – 362.
- AICHBERGER, K. 1989: Bodenuntersuchungsprogramm im Bereich der Stadtgemeinde Linz. *Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, Bericht Nr. 6/89, Grüne Reihe, Magistrat Linz.*
- AICHBERGER, K., HOFER, G.F., 1989: Arsen-, Quecksilber- und Selengehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Oberösterreichs. *Die Bodenkultur*, 40, Heft 1, 1 – 12.
- Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Baudirektion, Immissionsschutz, 1983: Schwermetalle im Schwebstaub, Messungen im Raum Linz. *Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.*
- Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Baudirektion, Immissionsschutz, 1985: Schwermetalle im Schwebstaub 2. *Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.*
- Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1988: Saurer Regen in Oberösterreich. *Meßbericht 2, Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.*
- Amt der Tiroler Landesregierung, 1989: Bericht über den Zustand der Tiroler Böden. 1988, Innsbruck.
- Arbeitsgruppe Bodenschutz der ÖBG, 1989: Bodenschutzkonzeption. *Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.*
- Arbeitskreis Bodenzustandsinventur der ÖBG, 1989: Bodenzustandsinventur. 1. Auflage, Hrsg.: *Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.*
- ASCHE, N., BEESE, F., 1986: Untersuchungen zur Schwermetalladsorption in einem sauren Waldboden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 172 – 180.
- AUER, W., 1989: Analysenverfahren zur Bestimmung von Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen in naturfeuchten Böden mit Aufreinigung durch Festphasenextraktion und GC-Endbestimmung. *Dissertation, Johannes-Kepler Universität, Linz.*
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W., SCHUCHARD-FICHA, C., WEIBER, R., 1986: *Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung*. 4. Aufl., Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo.
- BALLSCHMITER, K., ZELL, M., 1980: Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 302, 20 – 31.
- BALLSCHMITER, K., RAPPE, C., BUSER, H.R., 1989: Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCBs, PCTs, PCNs and PBBs. in: KIMBROUGH and JENSEN (Hrsg.): *Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products*, 2. Ausgabe, 47 – 69, Elsevier, Amsterdam, New York, Oxford.
- BECK, H., 1989: Schwerflüchtige Organohalogenverbindungen im Menschen. in: *VDI-Berichte 745, Halogenierte Organische Verbindungen in der Umwelt*, 627 – 657, Düsseldorf.
- BENDER, J., GRÜNHAGE, L., JÄGER, H.J., 1989: Aufnahme und Wirkung von Schwermetallen bei Waldbäumen: *Bodenkontaminationsversuche mit Cadmium, Blei und Nickel*. *Angew. Botanik* 63, 81 – 93.
- BERGMANN, W., 1988: *Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen*. Gustav-Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- BERLINCIONI, M., di DOMENICO, A., 1987: Polychlorodibenzo-p-dioxins and polychlorodibenzofurans in the soil near the municipal incinerator of Florence, Italy. *Environ. Sci. Technol.*, Vol.21, No. 11, 1063 – 1069.

- BOOS, R., WURST, F., SCHEIDL, K., PREY, T., LUEGER, J., 1990: Ermittlung der Bodenbelastung mit organischen und anorganischen Schadstoffen im Raume der Stadtgemeinde Steyregg. in: VDI-Berichte 837, Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden, Teil 1, 457 – 475, Düsseldorf.
- BORGMANN, A., CLAUS, F., GERDTS, D., MUSINSZKI, A., 1987: Gefährliches Erbe unter stillgelegten Gaswerken. Umwelt (VDI), 17 (6), 341 – 344.
- BRÜMMER, G., HERMS, U., 1985: Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit, -bindung und -verfügbarkeit im Boden. Bielefelder Ökologische Beiträge, Band 1, 117 – 142.
- BRÜNE, H., 1985: Schadstoffeintrag in Böden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landbewirtschaftung. in: VDLUFA Kongreßband 1985, Bodenbewirtschaftung, Bodenfruchtbarkeit, Bodenschutz, 85 – 103, Darmstadt.
- Bundesamt für Umweltschutz, 1983: Polychlorierte organische Verbindungen in Rheinfelden (Schweiz). Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 18, Bern.
- Bundesgesundheitsamt Berlin, 1988: Gutachten vom 21. März 1988 für den Raum Brixlegg.
- Bundesgesundheitsamt Berlin, 1989: Gutachten vom 12. Mai 1989 für Crailsheim-Maulach.
- Bundesministerium des Inneren, BRD, 1985: Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. Bundestags-Drucksache 10/2977, Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart, Berlin, Köln, Mainz.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft: "Österreichische Bodenkartierung", Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000; Kartierungsbereich Linz (1977), Kartierungsbereich Urfahr (1979), Kartierungsbereich Perg (1981).
- BURIAN, K., 1980: Bleiwirkung auf Pflanzen. in: Schwermetalle in der Umwelt, Schriftenreihe der Technischen Universität Wien, Springer-Verlag, Wien, New York.
- BURTON, M.A.S., BENNETT, B.G., 1987: Exposure of man to environmental hexachlorbenzene (HCB) – An exposure commitment assessment. The Science of the Total Environment, 66, 137 – 146.
- 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. The Science of the Total Environment, 33, 75 – 85.
- CREASER, C. S., FERNANDES, A. R., AL-HADDAD, A., HARRAD, S. J., HOMER, R. B., SKETT, P. W., COX, E. A., 1989: Survey of background levels of PCDDs & PCDFs in UK soils. Chemosphere 18 Nos. 1–6, 767 – 776.
- CREASER, C. S., FERNANDES, A. R., HARRAD, S. J., COX, E. A., 1990: Levels and sources of PCDDs and PCDFs in urban British soils. Chemosphere Vol 21, Nos 8, 931 – 938.
- CZUCZWA, J.M., HITES, R.A., 1986: Sources and fate of PCDD and PCDF. Chemosphere, Vol. 15, Nos. 9–12, 1417–1420.
- DAUTOV, F.F., 1986: Hygienic characterization of atmospheric contamination with benzo(a)pyrene in a big city. Journal of Hygiene, Epidemiology, Microbiology and Immunology 30, No. 3, 255 – 260.
- Department of the Environment, Central Directorate of Environmental Protection, 1989: Dioxins in the environment. Pollution Paper No. 27, London.
- DE VOOGT, P., BRINKMAN, U.A.T., 1989: Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls. in KIMBROUGH, R.D., JENSEN, A.A. (Hrsg.): Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. 2. Ausg., 3 – 46, Elsevier, Amsterdam, New York, Oxford.
- DFG, 1983: Hexachlorcyclohexan als Schadstoff in Lebensmitteln. Materialien zur DFG-Veranstaltung 28./29. Nov. 1979 und 6. März 1980, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Verlag-Chemie, Weinheim.
- DIN 51527, 1987: Bestimmung Polychlorierter Biphenyle. Berlin.

- DVWK, 1988: Teil I; Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- EDWARDS, N.T., 1983: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment – a review. *J. Environ. Qual.* 12, 427 – 441.
- EIKMANN, T., MICHELS, S., KRIEGER, T., EINBRODT, H.J., 1989: Entwicklungen und Tendenzen bei der Festlegung von Richtwerten für den Boden aus umweltmedizinischer Sicht. *Wissenschaft und Umwelt* 2, 77 – 81.
- FIEDLER, H., SCHRAMM, K.W., HUTZINGER, O., 1990: Dioxin emissions to the air: Mass balance for Germany today and in the year 2000. in: HUTZINGER O., FIEDLER H. (Hrsg.): *Organohalogen Compounds*, Vol. 4, 395 – 400. Dioxin '90 – EPRI-Seminar. Bayreuth.
- FRIES, G.F., MARROW, G.S., 1981: Chlorobiphenyl movement from soil to soybean plants. *J. Agric. Food Chem.* 29, 757 – 759.
- FRITZ, W., 1983: Untersuchungen zum Verhalten von Benzo(a)pyren im Boden und zum Übergang aus dem Boden. in: *Erntegüter*, Zbl. Mikrobiol. 138, 605 – 616.
- FÜHR, F., SCHEELE, B., KLOSTER, G., 1985: Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landbewirtschaftung (organische Stoffe). in: *VDLUFA-Schriftenreihe* 16, Kongressband 1985, 73 – 84, Darmstadt.
- FUNK, W., GLÜCK, V., SCHUCH, B., DONNEVERT, G., 1989: Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): Charge transfer chromatography and fluorimetric determination. *Journal of Planar Chromatography*, Vol. 2, No. 1, 28 – 32.
- GÄRTNER, E., 1985: Mangangehalt in Altfichten, Boden und Kronendurchlaß an jeweils gleichen Standorten. in: *VDI-Berichte* 560, *Waldschäden*, 559 – 574, Düsseldorf.
- GEYER, H., SCHEUNERT, I., KORTE, F., 1986: Bioconcentration potential of organic environmental chemicals in humans. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 6, 313 – 347.
- GLATZEL, G. et al., 1983: cit. in: Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen, 1989: *Umweltbericht Boden*, 76, Wien.
- GLATZEL, G., KAZDA, M., LINDEBNER, L., 1986: Die Belastung von Buchenwaldökosystemen durch Schadstoffdeposition im Nahbereich städtischer Ballungsgebiete: Untersuchungen im Wienerwald. *Düsseldorfer Geobot. Kolloq.* 3, 15 – 32.
- GODBOLD, D., SCHLEGEL, H., HÜTTERMANN, A., 1985: Heavy metals – A possible factor in spruce decline. in: *VDI Berichte* 560, *Waldschäden*, 703 – 716, Düsseldorf.
- GÖBL, F., MUTSCH, F., 1985: Schwermetallbelastung von Wäldern in der Umgebung eines Hüttenwerkes in Brixlegg/Tirol. *Cbl. ges. Forstwesen* 102, 1, 28 – 40.
- GREIM, H., LINK, B., 1989: Wie giftig ist die Müllverbrennung? *Entsorgungspraxis* 4, 162.
- HAGENMAIER, H., 1987: Abschlußbericht zum Forschungs- und Untersuchungsvorhaben "Belastung der Umwelt mit polychlorierten Dibenzodioxinen und polychlorierten Dibenzofuranen" des Instituts für Organische Chemie der Universität Tübingen. gefördert durch das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg.
- HAGENMAIER, H., 1989: Polychlorierte Dibenzodioxine und polychlorierte Dibenzofurane – Bestandsaufnahme und Handlungsbedarf. in: *VDI-Berichte* Nr. 745, *Halogenierte organische Verbindungen in der Umwelt*, 939 – 978, Düsseldorf.
- HAGENMAIER, H., 1990: Untersuchungen von ausgewählten Böden und Pflanzen auf Dioxine und Furane. *Umweltbundesamt Berlin*, Texte 13/90.
- HAGENMAIER, H., BRUNNER, H., HAAG, R., BERCHTOLD, A., 1986: PCDDs and PCDFs in sewage sludge, river and lake sediments from South West Germany. *Chemosphere*, Vol. 15, Nos. 9–12, 1421 – 1428.
- HAGENMAIER, H., BRUNNER, H., HAAG, R., KUNZENDORF H.J., KRAFT, M., TICHACZEK, K., WEBERRUSS, W., 1987: Stand der Dioxin-Analytik. in: *VDI Berichte* Nr. 634, *Dioxin*, 61 – 90, Düsseldorf.

HAIDER, M., 1980: Toxikologie von Schwermetallen. in: Schwermetalle in der Umwelt, Schriftenreihe der Technischen Universität Wien, Springer-Verlag, Wien, New York.

HANSEN, L.G., 1987: Environmental toxicology of polychlorinated biphenyls. in SAFE, S. (Hrsg.): Polychlorinated biphenyls (PCBs), mammalian and environmental toxicology, 15–18, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo.

HARMS, H., SAUERBECK, D., 1984: Organische Schadstoffe in Siedlungsabfällen: Herkunft, Gehalt und Umsetzung in Böden und Pflanzen. *Angew. Botanik* 58, 97–108.

HAYES, M.A., 1987: Carcinogenic and mutagenic effects of PCBs. in SAFE, S. (Hrsg.): Polychlorinated biphenyls (PCBs), mammalian and environmental toxicology, 77–96, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo.

HEMBROCK-HEGER, A., KÖNIG, W., 1990: Vorkommen und Transfer von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Böden und Pflanzen. in: VDI-Berichte Nr. 837, Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden, Teil 2, 815–831, Düsseldorf.

HERMS, U., BRÜMMER, G., 1980: Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. *Landwirtsch. Forschung* 33, 4.

HERMS, U., BRÜMMER, G., 1984: Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 147, 400–424.

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.

HOCK, B., ELSTNER, E., 1984: Pflanzentoxikologie. BI-Wissenschaftsverlag, Mannheim, Wien, Zürich.

HORAK, O., 1979: Untersuchungen zur Bleiaufnahme der Pflanze. *Die Bodenkultur*, 30, 120–126.

HUSZ, G., 1987: Lebensraum Vorarlberg, Band 2: Bodenzustandserhebung Vorarlberg 1986. Amt der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.

HUTZINGER, O., 1980: Environmental chemistry. Vol. 3, Part A, Anthropogenic compounds, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

HUTZINGER, O., 1982: Environmental chemistry. Vol. 3, Part B, Anthropogenic compounds, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

IARC-Monographien, 1988: Abschätzung des Krebsrisikos beim Menschen. VALENTIN, H.; KENTNER, M. (Hrsg.), Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

JAGER, WILKEN, M., 1990: Ermittlung der Dioxin- und Furanemissionen für das Stadtgebiet von Berlin und Erstellung einer Hochrechnung. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. ITU-Forschungsgesellschaft, Technischer Umweltschutz mbH.

JAKLIN, J., KRENMAYR, P., VARMUZA, K., 1988: Polycyclische aromatische Verbindungen in der Atmosphäre von Linz (Österreich). *Fresenius Z. Anal. Chem.* 331, 479–485.

KAMPE, W., 1987a: Chlorkohlenwasserstoffe und polychlorierte Biphenyle in Ackerböden von Rheinland-Pfalz und des Saarlandes. *Wissenschaft und Umwelt*, 3/1987, 143–147.

KAMPE, W., 1987b: Organische Stoffe in Böden und Pflanzen nach langjährigen, intensiven Klärschlammamwendungen. *Korrespondenz Abwasser* 8/87, 820–827.

KASPEROWSKI, E., FRANK, E., 1989: Boden- und Vegetationsuntersuchungen Tauernautobahn. Umweltbundesamt Wien, Monographie 15.

- KAZDA, M., GLATZEL, G., 1984: Schwermetallanreicherung und Schwermetallverfügbarkeit im Einsickerungsbereich von Stammablaufwasser in Buchenwäldern (*Fagus sylvatica*) des Wienerwaldes. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 743 – 752, Weinheim.
- KAZDA, M., GLATZEL, G., LINDEBNER, L., 1986: Schwermetallanreicherung und –mobilität im Waldboden. Mitt. österr. geol. Ges. 79, 131 – 142.
- KLEINLE, G., GSELLMANN, H., 1991: Untergrunduntersuchungen auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) auf dem Spielplatzgelände Poschacherstraße und dem Kindergartenareal Zaunmüllerstraße. Studie im Auftrag des Magistrates Linz.
- KLOKE, A., 1980: Orientierungsdaten (Richtwerte) für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA, Heft 1 – 3.
- KOCH, R., 1989: Umweltchemikalien. VCH-Verlag, Weinheim, New York, Cambridge, Basel.
- KODAMA, Y., ARASHIDANI, K., YOSHIKAWA, M., 1988: Benzo(a)pyrene in soil and atmospheric environment. Proceedings, Asia-Pacific Symposium on Environmental and Occupational Toxicology, No. 8, 395 – 401, National University of Singapore.
- KÖCHL, A., 1987: Die Belastung der Böden des Marchfeldes mit Schadstoffen. Bodenschutz und Wasserwirtschaft, 26 – 49, ÖGNU.
- KÖNIG, N., BACCINI, P., ULRICH, B., 1986: Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 68 – 82.
- KÖNIG, W., 1988: Entwicklung von Beurteilungsmaßstäben bei der Gefährdung von Böden. in VDI: Untersuchung, Beurteilung und Sanierung industrieller Altlasten, Düsseldorf.
- KÖNIG, W., HEMBROCK, A., 1989: Vorkommen und Transfer persistenter chlorierter organischer Schadstoffe in Böden, Nutzpflanzen und Nahrung. VDI-Berichte Nr. 745, Halogenierte organische Verbindungen in der Umwelt, 423 – 440, Düsseldorf.
- KÖNIG, W., HEMBROCK-HEGER, A., WILKENS, M., 1991: Persistente organische Chemikalien im Boden. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 3 (1), 33 – 36.
- KONTEYE, C., 1988: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe in Haus- und Kleingärten. Wissenschaft und Umwelt 1/1988, 58 – 63.
- KROGMANN, H., 1986: Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Umweltchemikalien, Teil 1: Laborversuche zur Adsorption/Desorption von PCB und Pichloram. Dissertation, Universität Hamburg, Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg.
- KUNTE, H., 1977: Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe in landwirtschaftlich genutzten Böden. Zbl. Bakt. Hyg., I., Abt. Orig. B 164, 469 – 475.
- KUNTZE, H., FÖRSTER, C., 1986: Zur Cadmiumaufnahme von Pflanzen auf unterschiedlichen Böden. Texte 29/86, Umweltbundesamt, Berlin.
- Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, 1987: Analytik ausgewählter organischer Parameter bei der Abfalluntersuchung. Abfallwirtschaft, Schriftenreihe des Landesamtes für Wasser und Abfall NRW, Nr. 13, Düsseldorf.
- Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 1985: Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW, Band 10, Recklinghausen.
- Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 1988: Mindestuntersuchungsprogramm Kulturboden. Recklinghausen.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1988: Bodenmeßnetz Baden-Württemberg. Zwischenbericht, Karlsruhe.

Landtag von Baden-Württemberg, 1991: Gefahren durch Dioxine in Baden-Württemberg. Drucksache 10/4450.

Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987a: Erfassung von Belastungen landwirtschaftlicher Kulturen durch gas- und staubförmige Luftverunreinigungen 1984 - 1987. unveröffentlicht.

Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987 b: Immissionserhebungen mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen im Stadtgebiet von Linz im Jahr 1986. Naturk. Jb. d. Stadt Linz, 31/32, 121 - 148.

Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987 c: Immissionserhebungen mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen im Stadtgebiet von Linz im Jahr 1987. unveröffentlicht.

Landwirtschaftlich-chemische Bundesanstalt, 1987 d: Immissionserhebungen mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen im Stadtgebiet von Steyregg im Jahr 1987. unveröffentlicht.

LAUSCHER, F., 1961: Die Bodenkarte von Linz und ihre Auswertung für die Stadtplanung, Bodenkarte 1:25.000. Naturk. Jb. der Stadt Linz: 20, 307-329.

Leitfaden Bodensanierung (Leitraad Bodensanering), 1988, des Niederländischen Ministeriums für Wohnungswesen, Raumordnung und Umwelt, Niederlande.

LITZ, N., BLUME, H.P., 1989: Verhalten organischer Chemikalien in Böden und Abschätzung nach einer Kontamination. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30, 355 - 364.

LÖFFLER, H., 1989: Müllverbrennungsanlagen und polychlorierte Dioxine und Furane. Beiträge zum Umweltschutz, Heft 19. Wien.

MAJER, C., 1989: Bodenkundliche Untersuchungen an drei ausgewählten Meßpunkten des Höhenprofils "Zillertal". in HÄRTEL, O.; TEPPNER, H. (Hrsg.): PHYTON Vol. 293: Streßphysiologische Ökosystemforschung Höhenprofil Zillertal, 39, Verlag Berger & Söhne, Horn.

MARKARD, C., 1988 a: Organische Stoffe in Klärschlämmen - eine Gefahr für die Nahrungskette? Teil I, Korrespondenz Abwasser 5/88, 449 - 455.

MARKARD, C., 1988 b: Organische Stoffe in Klärschlämmen - eine Gefahr für die Nahrungskette? Teil II, Korrespondenz Abwasser 6/88, 582 - 586.

MATZNER, E. 1984: Annual rates of deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in different forest ecosystems. Water, Air and Soil Pollution 21, 425 - 434.

MATZNER, E., HÜBNER, D., THOMAS, W., 1981: Content and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons in two forested ecosystems in northern Germany. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 283 - 288.

MAYER, R., 1978: Adsorptionsisothermen als Regelgrößen beim Transport von Schwermetallen in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 141, 11 - 28.

MAYER, R., 1981: Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushaltes von Waldökosystemen. Göttinger Bodenkundliche Berichte 70, 1 - 152.

MAYER, R., HEINRICHS, 1980: Flüßebilanzen und aktuelle Änderungsraten der Schwermetallvorräte in Waldökosystemen des Solling. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 143, 232 - 246.

MAZZONE, S., 1988: Quecksilber in der Schweiz. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 79, Bundesamt für Umweltschutz, Bern.

McCONNELL, E.E., 1989: Acute and chronic toxicity and carcinogenesis in animals. in KIMBROUGH, R.D., JENSEN, A.A. (Hrsg.): Halogenated biphenyls terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products, 161 - 194, Elsevier, Amsterdam, New York, Oxford.

MEERKAMP VAN EMBDEN, I.C., 1989: Ableitung von Bodenrichtwerten. 2. Auflage, Verband der Chemischen Industrie, Essen.

MERIAN, E., 1984: Metalle in der Umwelt. Verlag Chemie, Weinheim, Deerfield Beach, Basel.

MOLL, W.L.H., 1987: Taschenbuch für Umweltschutz. Band IV, Reinhardt Verlag, München.

- MÜLLER, M.D., 1982: Hexachlorbenzol in der Schweiz – Ausmaß und Hintergründe der Umweltkontamination. *Chimia* 36 (11), 437 – 445.
- National Swedish Environmental Protection Board, 1988: Dioxins, a program für research and action. Solna.
- NATO-CCMS, 1988: International toxicity equivalency factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. North Atlantic Treaty Organization (NATO), Committee on the Challenges of Modern Society (CCMS), Report Number 178.
- Oberösterreichische Landesregierung, 1990: Oberösterreichische Klärschlammverordnung 1990.
- ÖBIG, 1989: Umweltbericht Boden. Wien.
- Österreichisches Normungsinstitut, Wien: Ö-NORM L-1061-88, L-1084-88, L-1080-88, L-1085.
- ORTHOFFER, R., VESELY, A., 1990: Abschätzung von toxischen Emissionen (PCDD, PCDF, PAH, BaP) aus Verbrennungsprozessen in Österreich. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, ÖFZS-4554, Seibersdorf.
- OUZOUNIS, K., OXYNOS, K., GEBEFÜGI, I., BAHADIR, M., 1985: Vorkommen chlorierter Kohlenwasserstoffe in ausgewählten Umweltproben Nordgriechenlands (XANTHI). *Chemosphere*, Vol. 14, No. 10, 1571 – 1578.
- PARKINSON, A., SAFE, S., 1987: Mammalian biologic and toxic effects of PCBs. in SAFE, S. (Hrsg.): Polychlorinated biphenyls (PCBs), mammalian and environmental toxicology, 49 – 76, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo.
- PESCHEL, R., 1982: Erläuterungen zur "Geologischen Karte von Linz und Umgebung". *Naturk. Jb. der Stadt Linz*, 28, 181-237.
- PFANNHAUSER, W., 1988: Essentielle Spurenelemente in der Nahrung. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo.
- PFANNHAUSER, W., 1990: Untersuchungen des Gehaltes an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) im Gemüse und in verzehrfertiger Nahrung. Forschungsbericht 6/90, Hrsg.: Bundeskanzleramt, Sektion VII, Wien.
- PLUQUET, E., FILIPINSKI, M., GRUPE, M., 1990: Zur Cadmiumaufnahme von Kulturpflanzen aus geogen und anthropogen mit Cadmium angereicherten Böden. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 31, 105 – 111.
- POTT, F., 1985: Pyrolyseabgase, PAH und Lungenkrebsrisiko – Daten und Bewertung. *Staub-Reinhalt. Luft* 45, Nr. 7 – 8, 369 – 379.
- PRINZ, B., KRAUSE, G., RADERMACHER, L., 1990: Untersuchungen der Landesanstalt für Immissionsschutz zur Belastung von Gartenböden und Nahrungspflanzen durch polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane. in: *Aus der Tätigkeit der LIS 1989*, Essen.
- RANINGER, B., 1989: Die Verfügbarkeit von Schwermetallen im Müll-Klärschlammkompost und deren Aufnahme in die Nutzpflanze. Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, Wien.
- RAPAPORT, R.A., EISENREICH, S.J., 1988: Historical atmospheric inputs of high molecular weight/chlorinated hydrocarbons to eastern North America. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 22, No. 8, 931 – 941.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1985: Umweltprobleme der Landwirtschaft. Verlag Kohlhammer, Stuttgart, Mainz.
- REISCHL, A., ZECH, W., REISSINGER, M., LENOIR, D., SCHRAMM, K.W., HUTZINGER, O., 1990: Distribution of chlorinated aromatics in leaves, needles and two soils from the Fichtelgebirge (NE-Bavaria), FRG. in HUTZINGER, O., FIEDLER, H. (Hrsg.): *Organohalogen Compounds Vol. 4, Dioxin '90, EPRI-SEMINAR*, 223 – 227, Bayreuth.
- RISS, A., 1989: Untersuchungen an Pflanzen und Böden in der Umgebung eines Holzimprägnierungsbetriebes in Schrauding (Steiermark). Umweltbundesamt, Interner Bericht UBA-IB-180, Wien.
- RISS, A., 1990: Dioxinuntersuchungen im Raum Brixlegg. in: *Umweltbundesamt: Montanwerke Brixlegg – Wirkungen auf die Umwelt. Monographien Bd. 25*, Wien.

- RISS, A., HAGENMAIER, H., ROTARD, W., 1990a: Wirkungen von Dioxinimmissionen auf Boden, Grünlandaufwuchs und Kuhmilch – Fallstudie anhand einer Metallrückgewinnungsanlage in Österreich. in: VDI-Berichte Nr. 837, Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden, 831 – 848, Düsseldorf.
- RISS, A., HAGENMAIER, H., WEBERRUSS, U., SCHLATTER, C., WACKER, R., 1990b: Comparison of PCDD/F levels in soil, grass, cow's milk, human blood and spruce needles in an area of PCDD/F contamination through emissions from a metal reclamation plant. *Chemosphere* Vol. 21, No. 12, 1451 – 1456.
- RISS, A., SCHEIDL, K., 1990: Statutory and research action in Austria. in HUTZINGER, O., FIEDLER, H. (Hrsg.): *Organohalogen compounds*, Vol. 4, 51–56. *Dioxin '90 – EPRI-SEMINAR*, Bayreuth.
- RISS, A., 1992: Dioxine in Österreich – Emissionsabschätzungen und ausgewählte Untersuchungen. in: *Organohalogen compounds, deutsche Serie*, in Druck.
- SAFE, S., 1987: *Polychlorinated biphenyls (PCBs), mammalian and environmental toxicology*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo.
- SAFE, S., 1989: Polyhalogenated aromatics: uptake, disposition and metabolism. in KIMBROUGH, R.D., JENSEN, A.A. (Hrsg.): *Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products*, 131 – 159, Elsevier, Amsterdam, New York, Oxford.
- SAFE, S., YAO, C., DAVIS, D. 1990: Development of toxic equivalency factors for polychlorinated biphenyls (PCBs). *Dioxin 90*, Vol. 2, 55 – 59, *Eco-Infoma-press*, Bayreuth.
- SAUERBECK, D., 1985: Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landwirtschaft (anorganische Schadstoffe). in: *VDLUFA-Schriftenreihe 16, Kongreßband 1985* Gießen, Darmstadt.
- SAUERBECK, D., STYPEREK, P., 1988: Schadstoffe im Boden, insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen, Teilbericht Schwermetalle. *Texte 16/88*, Umweltbundesamt Berlin.
- SCHABRONATH, J., 1990: Ableitung von Bodenrichtwerten. VDI-Berichte 837, 1285 – 1309, Düsseldorf.
- SCHADLER, J., 1982: Geologische Karte von Linz und Umgebung; 1:50.000. *Naturk. Jb. der Stadt Linz*, 28.
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P., 1989: *Lehrbuch der Bodenkunde*. 12. Auflage, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart.
- SCHEIDL, K., et al.; in Vorbereitung: Emissionen von polychlorierten Dibenzop-dioxinen und Dibenzofuranen in Österreich. *Forschungsgesellschaft Technischer Umweltschutz*, im Auftrag des Umweltbundesamtes Wien.
- SCHLATTER, C., POIGER, H., 1989: Chlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDDs/PCDFs) – Belastung und gesundheitliche Bewertung. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 2, 11.
- SCHLIPKÖTER, H.W., ABEL, J., BROCKHAUS, A., DEHNEN, W., TOMINGAS, R., WIEGAND, H., WINNEKE, G., 1985: Gutachten zur Frage des Gesundheitsrisikos durch Bodenverunreinigungen in Dortmund-Dorstfeld. *Bericht des medizinischen Institutes für Umwelthygiene an der Universität Düsseldorf*.
- SCHLIPKÖTER, H.W., BROCKHAUS, A., 1988: Erfahrungen bei der Beurteilung des Gesundheitsrisikos durch Bodenverunreinigungen. in WOLF, K., VAN DEN BRINK, W.J., COLON, F.J. (Hrsg.): *Altlastensanierung '88*, Band 1, 421 – 432.
- SCHMITT, H.W., STICHER, H., 1986: Prediction of heavy metal contents and displacement in soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 157 – 171.
- SCHWARZ, S., 1988: Bodengenetische und standortkundliche Untersuchungen an Böden des Mühlviertels und der Niederen Tauern. *Diplomarbeit, Univ. f. Bodenkultur, Wien*.

- SEIBOLD, R., ARNOLD, W., SCHMID, R., 1986: Persistente Chlorkohlenwasserstoffe in Böden, Klärschlämmen und Flußsedimenten. Hohenheimer Arbeiten, Stuttgart: Ulmer, E., 65 – 76.
- Steiermärkische Landesregierung, 1987: Verordnung zum Steiermärkischen Landwirtschaftlichen Bodenschutzgesetz (1987). LGBl.Nr. 87/1987, Graz.
- THOMA, H., 1988: PCDD/F-concentrations in chimney soot from house heating systems. *Chemosphere*, Vol. 17, 1369–1379.
- THORMANN, A. 1987: Ist die landbauliche Verwertung von Klärschlamm noch vertretbar? in: 1. Boden- und Grundwasser-Forum Berlin, IWS-Schriftenreihe, Band 3, 255 – 273, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- TIEFENBACHER, K., TUSCHL, P., WOIDICH, H., 1983: Studium der Aufnahme von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen durch höhere Pflanzen mit Hilfe chromatographischer Methoden und Isotopentechnik. *Die Bodenkultur*, 34 (2), 147 – 160.
- Umweltbundesamt Berlin 1979: Luftqualitätskriterien für ausgewählte polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. *Berichte* 1/79, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Umweltbundesamt Berlin, 1985: Sachstand Dioxine – Stand November 1984. *Berichte* 5/85, Berlin.
- VAN LIDTH DE JEUDE, J.W., 1985: Boden-sanierung in den Niederlanden – verwal-tungsmäßige, rechtliche und finanzielle Aspekte. in: Umweltbundesamt-Materialien 1/85, 147 – 168, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- VDLUFA, 1985: Rahmenkonzept für die Routineanalytik von Polychlorierten Biphe-nylen (PCB). VDLUFA-Schriftenreihe, Heft 12.
- WALTHER, W., TEICHGRÄBER, B., SCHÄ-FER, W., DÄHNE, M., 1986: Polyzyklische aromatische und chlorierte Kohlenwasser-stoffe in der Bodenzone und im Grabensediment eines Ackerbaugesbietes. *gwf-wasser/abwasser*, 127, H. 4, 184 – 190.
- WITTE, H., LANGENOHL, T., OFFENBÄ-CHER, G., 1989: Untersuchungen zum Ein-trag von organischen Schadstoffen in Boden und Pflanze durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. Umweltbundes-amt Texte 26/89, Berlin.
- WOIDICH, H., PFANNHAUSER, W., TIE-FENBACHER, K., 1981: Zur Standortfrage der Schadstoffbelastung von Nahrungs-pflanzen (Gemüse, Obst, Getreide) in Österreich. in: Beiträge 4/81, Rückstandsun-tersuchungen in Lebensmitteln, Bundesmini-sterium für Gesundheit und Umweltschutz.
- WURST, F., et al., 1989: Bestimmung von PCDD und PCDF in Bodenproben aus dem Wiener Stadtgebiet. ausgeführt am Institut für Angewandte Botanik der TU Wien im Auf-trag der Umweltschutzabteilung der Stadt Wien (MA22), cit. in LÖFFLER, H., 1989.
- WUTHE, J., KLETT, M., HAGENMAIER, H., PÄPKE, O., GUGEL, L., SIEFERT, D., 1990: PCDD/F levels in human blood of people living in a highly PCDD/F contaminated area next to a metal reclamation plant. in HUTZIN-GER, O., FIEDLER H. (Hrsg.): Organo-halogen compounds, Vol. 1, 615 – 620. *Dioxin '90 – EPRI-SEMINAR*, Bayreuth.
- ZVACEK, L., 1988: Mikronährstoffe und toxi-sche Metalle an Waldstandorten. Disserta-tion an der Universität Wien.

ANHANG ZU TEIL B

Standortsbeschreibung der einzelnen Punkte

Die Standortsbeschreibung der einzelnen Punkte wurde nach den Empfehlungen der Arbeitsgruppe Bodenzustandsinventur der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft "1989" vor Ort durchgeführt. Die Erhebung des geologischen Ausgangsmaterials erfolgte mit Hilfe der "Geologischen Karte von Linz und Umgebung" (SCHADLER, 1964).

Alle weiteren Bodenparameter wie Bodenwasserverhältnisse, Bodenart, Skelettgehalt, Durchwurzelung, Regenwurmtätigkeit und Humus wurden nach den oben erwähnten Richtlinien ange-

schätzt. Dabei wurde bei jedem Standort eine Bodenprobe mit dem Schlagbohrer oder ein Bodenwürfel von 30 x 30 x 30 cm mit dem Spaten (für die vorliegende Fragestellung genügte die Ansprache der obersten Horizonte) gewonnen.

Die Bodenart wurde mit der Fingerprobe bestimmt und den üblichen Einteilungsgruppen sehr leicht, leicht, mittelschwer, schwer, sehr schwer (siehe "Empfehlungen zur Bodenzustandsinventur") zugewiesen.

Einzelne Parameter wie Bodenfarbe, Beurteilung der Struktur, Porosität werden hier nicht angeführt.

STANDORT 1: Kleingartenanlage Strattnerstraße**1. Lage:**

Wiesenstreifen unmittelbar westlich angrenzend an die Strattnerstraße, zwischen Straße und Zaun; 10 m breit, 70 m lang.

Probefläche: 40 x 6 m, 10 m süd-östlich des VÖEST-Werkzaunes beginnend Richtung SE

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene

Meereshöhe: 255 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, mäßig trocken

3. Vegetation

Mehrschnittiger Rasen, etwa 10 cm hoch.

4. Boden (anthropogener Boden)

Geologisches Ausgangsmaterial: Aufschüttung zur Zeit der VÖEST-Gründung

Horizonte: etwa 10 cm A biog, absetzend in einen C-Horizont

Bodenart: mittelschwer (im A-Horizont) bis leicht (C-Horizont)

Skelettgehalt: mäßiger – hoher Grobanteil (Mittelkies) im A-Horizont, sehr hoher Grobanteil (Grobkies, Grobgrus) darunter

Durchwurzelung: stark durchwurzelt, im C-Horizont mittelmäßig

Regenwurmtätigkeit: gering – keine

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 2: Sportplatz VÖEST**1. Lage**

Gemähte, parkartige Wiese, nördlich des Klub-Hauses, westlich des kleinen Fußballplatzes anschließend

Probefläche: 20 x 10 m, 5 m nördlich des Klubhauses, in westlicher Richtung beginnend

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene

Meereshöhe: 255 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, mäßig trocken

3. Vegetation

Gemähter, mehrschnittiger Rasen, von einzelnen Birken und Parkbäumen umgeben.

4. Boden (Braunerde)

Geologisches Ausgangsmaterial: Schotter

Horizonte: 10 cm mächtiger A biog absetzend in einen initialen Bv

Bodenart: leicht

Skelettgehalt: geringer Fein-Mittelkiesanteil

Durchwurzelung: im A-Horizont sehr stark durchwurzelt im Bv-mittelmäßig

Regenwurmtätigkeit: stark – gering (im Bv)

Humus: niedriger Anteil an Mull

STANDORT 3: Berufsschulzentrum**1. Lage**

Rasen nordöstlich der Berufsschule (100 x 50 m), südöstlich der Luftmeßstelle des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, die vor allem bei Ost-Wetterlage stark belastet ist.

Probefläche: 20 x 10 m, 10 m südöstlich der Luftmeßstelle beginnend, parallel zu Zufahrtsweg; 30 m neben Wankmüllerhofstraße.

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Terrasse vor Schule

Meereshöhe: 270 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: wechsell trocken, Stauwasser mit überwiegender Trockenphase

3. Vegetation

Kleereicher, lückiger Rasen, mehrschnittig

4. Boden (anthropogener Boden, rezente Pseudogleydyamik)

Geologisches Ausgangsmaterial: rißeiszeitlicher Schotter + Löß

1979 aufgeschütteter Lehm beim Bau der Schule, Verdichtung durch Planierung

Horizonte: absetzender Ai-Horizont (ca. 1 cm mächtig) über P-Horizont

Bodenart: schwer

Skelettgehalt: mäßig-hoher Feingrus-Anteil

Styroporenmischung im Oberboden zur Bodenlockerung

Fleckung: mehrere deutliche Rostflecken, Punktkonkretionen

Durchwurzelung: nur in den obersten cm stark durchwurzelt, schwach im P-Horizont

Regenwurm-tätigkeit: keine

Humus: keiner

STANDORT 4: Hummelhofwald**1. Lage**

Rasen im Wald (100 x 50 m), 50 m nördlich nach Holzblockhaus bei Weggabelung beginnend, Wiesenstück innerhalb der Wege.

Probefläche: 20 x 20 m, ausgehend vom Markierungsstein, der der Weggabel am nächsten liegt, nach N verlaufend

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene

Meereshöhe: 275 m

Hangneigung:

Bodenverhältnisse: Grundwasser, gutversorgt

3. Vegetation

Gemähter, mehrschnittiger Rasen im Hummelhofwald

4. Boden (Parabraunerde)

Geologisches Ausgangsmaterial: rißeiszeitlicher Schotter + Löß

Horizonte: A biog (0-5), E (5-25), Bt (25+)

Bodenart: schwer

Skelettgehalt: gering, Mittelgrus, Feingrus

Fleckung: vereinzelte Rostflecken im Bt

Durchwurzelung: oben Wurzelfilz, nach unten stark abnehmende Durchwurzelung

Regenwurm-tätigkeit: mäßig

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 5: Siedlung Boschweg (Nr. 12)

1. Lage

Wiese, 15 m nordöstlich des Hauses Boschweg 12, etwa 10 m nordwestlich der Boschwegkehre, 40 x 25 m.

Probefläche: 40 x 25 m, in Mulde

2. Standort

Geländeform: Mulde, etwa 1 m unter der Straße

Meereshöhe: 255 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, gut versorgt

3. Vegetation

Gemähter, mehrschnittiger Rasen, von 20 m hohen Linden und Kastanien umgeben.

4. Boden (anthropogener Boden – Verbraunungstendenz)

Geologisches Ausgangsmaterial: künstliche Anschüttung (zur Gründungszeit Chemie Linz)

Horizonte: A biog (0–10); Bv (10+)

Bodenart: mittelschwer – leicht (im Bv)

Skelettgehalt: gering, Mittelkies

Durchwurzelung: stark, im Bv gering

Regenwurm-tätigkeit: gering – mäßig

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 6: Spielplatz Poschacherstraße

1. Lage

100 x 60 m großes Wiesenstück, unmittelbar südlich an Poschacherstraße anschließend.

Probefläche: 30 x 30 m, ca. 6 m südlich und westlich von den begrenzenden Straßen entfernt, im NE-Eck des Spielplatzes

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene

Höhenlage: 260 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, gutversorgt

3. Vegetation

Geschnittener, mehrschnittiger dichter Rasen mit viel Klee.

4. Boden (anthropogener Boden)

Geologisches Ausgangsmaterial: würmeiszeitlicher Schotter

Horizonte: A biog (0–10), AE (10+)

Bodenart: mittelschwer
Skelettgehalt: mäßig; Mittelkies, Ziegelstücke
Durchwurzelung: sehr stark durchwurzelt, mittelmäßig im AE
Regenwurm-tätigkeit: mäßig
Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 7: ORF-Zentrum

1. Lage

Rasen südwestlich des ORF-Gebäudes, anschließend (60 x 30 m) an Garage. Ca. 100 m entfernt liegt die Luftmeßstelle des Landes OÖ, die zu den stärkstbelasteten im Raum Linz zählt.

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene
Höhenlage: 260 m
Hangneigung:
Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, mäßig feucht

3. Vegetation

Frischgemähter, mehrschnittiger dichter Rasen, von etwa 15 m hohen Parkbäumen umgeben.

4. Boden (anthropogener Boden)

Geologisches Ausgangsmaterial: würmeiszeitlicher Schotter
Horizonte: A biog (0–20)
Bodenart: sehr schwer
Skelettgehalt: gering, Mittelkies; u.a. Ziegelscherben
Durchwurzelung: sehr stark durchwurzelt, gering unter A
Regenwurm-tätigkeit: stark, gering unter A
Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 8: Wirtschaftshof der Stadt Linz

1. Lage

Rasen, östlich des Parkplatzes, nach der Einfahrt rechts, 100 x 50 m, südwestlich der ehemaligen Müllverbrennungsanlage des AKH

Probefläche: 20 x 20 m, parallel zu Parkplatz, Begrenzungslinie 15 m vom Parkplatz entfernt, zwischen junger Eiche und Kiefer, Flächenmitte in der Linie der äußersten Garage

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene
Höhenlage: 260 m
Hangneigung:
Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, mäßig trocken

3. Vegetation

Kurzgemähter Rasen mit Klee, Günsel, Weidwegerich.

4. Boden (Parabraunerde)

Geologisches Ausgangsmaterial: würmeiszeitlicher Schotter
Horizonte: A biog (0–5), absetzend in E (5–20), absetzend in Bt (20+)

Bodenart: schwer

Skelettgehalt: gering, Feinkies

Fleckung: im E mehrere, undeutliche Bleichflecken; Bt mehrere deutliche Humusflecken

Durchwurzelung: sehr stark durchwurzelt; im E und Bt mittelmäßig

Regenwurm-tätigkeit: stark – mäßig (ab E)

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 9: Freinberg, Sternwarteweg

1. Lage

Wiese nordöstlich des Sternwarteweges, 100 x 50 m, vor der Gabelung des Sternwarteweges mit Weg zur Sonnenpromenade östlich

Probefläche: 20 x 20 m, 4 m östlich der Gabelung Sternwarteweg mit Weg zur Sonnenpromenade beginnend, bis zum Birnbaum in der Mitte der Wiese

2. Standort

Geländeform: leicht geneigte, ausgeglichenen Terrasse

Höhenlage: 340 m

Hangneigung: schwach geneigt, südöstlich exponiert

Bodenwasserverhältnisse: gutversorgt

3. Vegetation

Ungemähte, 25 cm hohe Wiese mit Spitzwegerich und etwas Ampfer, vereinzelte Obstbäume.

4. Boden (Braunerde)

Geologisches Ausgangsmaterial: Perignais

Horizonte: A blog (0–5), Bv (5+)

Bodenart: mittelschwer

Skelettgehalt: geringer Anteil an Feingrus im Bv

Durchwurzelung: sehr stark durchwurzelt

Regenwurm-tätigkeit: mäßig

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 10: Harbach, Traunmüller

1. Lage

Obstgarten, 100 x 50 m, NW des Hofes Traunmüller, 100 m nördlich der Stadtautobahn.

Probefläche: 20 x 20 m, 20 m nordwestlich des Stalles beginnend, 5 m nordöstlich der Geländekante, Bioindikatorpflanzen des Projektes Linz vorhanden, wiesen keine auffallend hohen Werte auf.

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene

Höhenlage: 260 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, gutversorgt

3. Vegetation

Ungemähte, 30 cm hohe, mehrschnittige Wiese, vereinzelt Obstbäume.

4. Boden (*Parabraunerde*)

Geologisches Ausgangsmaterial: würmeiszeitlicher Schotter

Horizonte: A biog (0–10), E (10 +)

Bodenart: mittelschwer

Skelettgehalt: im Bv hoher Grobanteil, Mittelkies

Durchwurzelung: A biog Wurzelfilz, Bv sehr stark durchwurzelt

Regenwurm-tätigkeit: starke Regenwurm-tätigkeit

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 11: Kokerei

1. Lage

Ruderalstandort, östlich der Kokerei, 120 m nördlich des westseitigen Tanks, zwischen Gleisen und Wegen, 1,5 m nördlich des Schotterweges bis 1,5 m südlich der Gleise zu Kokerei, in der Flucht zwischen westseitigem Tank und weißen Förderbandtürmen der Chemie Holding AG, ca. 50 m südlich der Summerauer Eisenbahn.

Probefläche: 15 x 3 m, gemähter Streifen auf Ruderalflora.

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene

Höhenlage: 255 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, mäßig feucht

3. Vegetation

Gemähter Ruderalstandort, dominierend Brennessel, weiters Goldrute, Springkraut, vereinzelt Schilf; Holunder, anschließend an gemähten Streifen einzelne ca. 15 m hohe Pappeln.

4. Boden (*anthropogener Boden*)

Geologisches Ausgangsmaterial: künstliche Anschüttung zur Zeit der VÖEST-Gründung

Horizonte: Ai (0–2); C (2+)

Bodenart: sehr leicht

Skelettgehalt: sehr hoher Grobanteil, Grobkies

Durchwurzelung: Ai stark durchwurzelt, C schwach

Regenwurm-tätigkeit: gering – mäßig

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 12: Segelflugplatz Linz

1. Lage

Wiese, 20 m nordwestlich des Spitzes der Landzunge beginnend.

Probefläche: 20 x 10 m, etwa 5 m nördlich des oberen Dammweges beginnend

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene

Höhenlage: 255 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: mäßig feucht – feucht, neigt zu Staunässe über massig zementiertem Gr, Grundwasser

3. Vegetation

20 cm hohe Wiese, Rotklee, Schafgarbe, Spitzwegerich, eingesäumt von zwei Buschreihen, westlich und östlich.

4. Boden (anthropogener Boden – Gleydynamik)

Geologisches Ausgangsmaterial: Aufschüttung zur Zeit des Hafenaufbaues

Horizonte: A biog (0–3), BvGo (3–15), Go (15–45), Gr (45+)

Bodenart: A biog, BvGo und Go leicht; Gr schwer, neigt zu Staunässe

Skelettgehalt: A biog und BvGo mäßig, Mittelkies, Go und Gr hoch, Grobkies

Fleckung: BvGo einzelne undeutliche Rostflecken, Go mehrere deutliche Rostflecken, Gr viele deutliche Bleichflecken

Durchwurzelung: A biog Wurzelfilz, BvGo stark durchwurzelt

Regenwurmaktivität: gering bis gar nicht

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 13: Traunmündung**1. Lage**

Fläche nördlich des linksufrigen Trauntreppelweges, 100 m Traun-aufwärts des Traunhafensbeckens, 50 x 10 m

Probefläche: 20 x 4 m, unmittelbar angrenzend an Treppelweg

2. Standort

Geländeform: leicht abschüssig von Treppelweg, nach wenigen Metern verebnend, unruhig

Höhenlage: 255 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: mäßig feucht, Grundwasser

3. Vegetation

Verwildert, 50 cm hoch, u.a. Schilf, Hornklee

4. Boden (anthropogener Boden)

Geologisches Ausgangsmaterial: künstliche Anschüttung zur Zeit der Traunregulierung

Horizonte: Ai (0–10), C (10+)

Bodenart: sehr leicht

Skelettgehalt: Ai gering Mittelkies; C sehr hoch Grobkies

Durchwurzelung: sehr stark im A

Regenwurmaktivität: mäßig

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 14: Pichlingersee**1. Lage**

Wiese am Ostende des Sees, etwa 5 m westlich der Abzweigung der Straße um den Pichlingersee von der Astener-Straße (100 x 40 m)

Probefläche: parallel zur Astener Straße, 20 x 20 m, 5 m südlich der Buschreihe entlang der Astener Straße, 10 m westlich der Kreuzung.

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene, etwa 5 m über Niveau des Pichlingersees

Höhenlage: 255 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, wechselfeucht

3. *Vegetation*

Gemähter, mehrschnittiger Rasen

4. *Boden (verbraunter Auboden, leichte Pseudovergleyung)*

Geologisches Ausgangsmaterial: nacheiszeitliche Talfüllung, ältere Austufe

Horizonte: A biog (0–3), Bv (3+)

Bodenart: mittelschwer

Skelettgehalt: A biog mäßig Mittelkies, Mittelgrus, Bv mäßig Mittelkies, Grobkies

Fleckung: Bv mehrere deutliche Rostflecken

Durchwurzelung: A biog Wurzelfilz, Bv stark

Regenwurmtätigkeit: mäßig – gering

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 15: Steyregg Obernbergen

1. *Lage*

Wiese, 100 x 30 m, südlich unterhalb des Maisfeldes, etwa 200 m westlich des Hauses Heitzinger Alosia, Obernbergen 14; etwa 100 m westlich eines Topfpflanzengefäßes des Projektes der landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt. Die Wiese liegt unmittelbar oberhalb einer Hangversteilung mit Wald, die rasch zur Donau abfällt. Bei der Immissionserhebung 1987 der landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen im Raum Steyregg zählte dieser Standort zu den stärkstbelasteten für das Element F.

Probefläche: 20 x 20 m, 60 m östlich der Stromleitung, 5 m unterhalb des Maisfeldes.

2. *Standort*

Geländeform: unruhiger Oberhang

Höhenlage: 380 m

Hangneigung: steil, südwest exponiert

Bodenwasserverhältnisse: reliefbedingt kleinräumig wechselnd, mäßig trocken – trocken, Hangwasserzug, zusätzlich kommt es zum Oberflächenzufluß aus dem benachbarten Maisfeld, sowie zu einem Oberflächenabfluß, einerseits durch die Steilheit, andererseits durch dichte Auflagen langhalmiger, umgelegter Gräser (Mährückstand vergangener Jahre) bedingt, erosionsgefährdet, lokal wurde die Einschlammung erodierter Erde aus dem Maisfeld beobachtet.

3. *Vegetation*

Verwildertes, etwa 30 cm hohes, über mehrere Jahre ungeschnittenes Grünland, aufkommende Brombeeren.

4. *Boden (Braunerde)*

Geologisches Ausgangsmaterial: Weinsberger Granit

Horizonte: AE (0–3), übergehend in EBv (3–20), BvC (20+)

Bodenart: leicht

Skelettgehalt: mäßiger – hoher Anteil an Mittel- und Feingrus

Durchwurzelung: im AE Wurzelfilz, darunter stark durchwurzelt

Regenwurmtätigkeit: geringe Tätigkeit

Humus: bis zu 5 cm starker Moder (ungemähte Grasreste)

STANDORT 16: Steyregg/Im Weih**1. Lage**

Wiese unterhalb (südlich) des Zwickels zwischen dem Weg zur Luftprüfstation des Landes Oberösterreich und der Straße, 50 x 10 m. Sowohl aus den Daten der Luftprüfstation, sowie aus der Bioindikation der landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt mit Hilfe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen (Projekt Steyregg 1987) geht hervor, daß dieser Standort stark von Immissionen betroffen ist.

Probefläche: 10 x 10 m, 12 m unterhalb der Abzweigung abwärts, 7 m westlich der Luftprüfstation

2. Standort

Geländeform: beginnender Graben (Probefläche am westlichen Grabeneinhang), unruhig, zahlreiche Buckel

Höhenlage: 310 m

Hangneigung: stark geneigt, süd exponiert

Bodenwasserverhältnisse: leichter Hangwasserzug, gutversorgt, Oberflächenzufluß in Graben

3. Vegetation

Mehrschnittige Wiese, 20 cm hoch.

4. Boden (Braunerde)

Geologisches Ausgangsmaterial: Weinsberger Granit

Horizonte: A biog (0-10), absetzend in einen Bv (10+)

Bodenart: mittelschwer

Skelettgehalt: mäßiger Anteil an Feingrus

Durchwurzelung: Wurzelfilz, im Bv stark durchwurzelt

Regenwurm-tätigkeit: stark bis mäßig im Bv

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 17: Steyregg/Am Spandlberg**1. Lage**

Wiese, 150 x 70 m, südlich des Hauses am Spandlberg 6, unterhalb eines Weges (Verlängerung der asphaltierten Zufahrtsstraße) mit darüber anschließendem Wald, unterhalb des Wiesenstückes schließt ebenfalls Wald an. Beim Haus Janusko Franz (Am Spandlberg 2) in näherer Umgebung der gewählten Probefläche standen Bioindikatorpflanzen des Projektes Steyregg der landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt. Die F-Belastung dieses Standortes erwies sich dabei als beinahe ebenso hoch wie jene der Standorte Steyregg/Im Weih und Steyregg/Obernbergen.

Probefläche: 20 x 20 m, unterhalb einer Ahornreihe und Hochstaudenflur parallel zum Weg, Probefläche parallel zu Weg und Fallinie, 5 m unterhalb der Buschreihe, 5 m südlich des Grundstückes "Am Spandlberg 6" beginnend, bis zum Strommast.

2. Standort

Geländeform: ausgeglichener Mittelhang

Höhenlage: 350 m

Hangneigung: steil, südwest exponiert

Bodenwasserverhältnisse: Hangwasser, gutversorgt

3. Vegetation

Ungemähte, mehrschnittige Wiese, 30 cm, Schafgarbe, Wiesenlabkraut, Hufklee, Pastinak, Gem. Beinwell.

4. Boden (Braunerde)

Geologisches Ausgangsmaterial: Grobkörniger Gneis

Horizonte: A biog (0–10), übergehend in Bv (10+)
Bodenart: mittelschwer
Skelettgehalt: geringer Anteil an Mittelgrus
Durchwurzelung: Wurzelfilz bis stark durchwurzelt im Bv
Regenwurm-tätigkeit: mäßig (im Abiog) bis gering (Bv)
Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 18: Steyregg/Neuau

1. Lage

Wiesenstück, unterhalb der Abfahrt vom Hochwasserdamm der Donau, die ost-südöstlich auf der gegenüberliegenden Seite der VÖEST-Hafenausfahrt liegt, durch einen Schranken abgesperrt, etwa 30 m südöstlich der Donau-aufwärts gelegenen Steyregger Zufahrt zum Hochwasserdamm, 15 x 8 m, stromaufwärts der Abfahrt beginnt die Überströmstrecke, Probefläche wird überströmt.

Probefläche: 15 x 8 m, östlich der Hochwasserdamm-Abfahrt und westlich des Weges vor dem Auwald

2. Standort

Geländeform: ebene Fläche von Böschung westseitig abgegrenzt

Höhenlage: 250 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, feucht

3. Vegetation

Ungenutztes Wiesenstück, lückig, etwa 15 cm hoch

4. Boden (anthropogener Boden)

Geologisches Ausgangsmaterial: Schotter, Aufschüttung zur Zeit des Kraftwerksbaues Abwinden – Asten

Horizonte: Ai (0–0,5) scharf absetzend in C

Skelettgehalt: /

Bodenart: sehr leicht

Durchwurzelung: stark in den obersten wenigen cm, schwach darunter

Humus: keiner

STANDORT 19: Steyregg/Im Welh (Waldstandort)

1. Lage

Erreicht wird dieser Standort, indem man die östlich des Schlosses gelegene Zufahrtsstraße, vorbei an einem Bauernhaus, bis ans Ende der Asphaltierung fährt (Kreuzung), rechts zweigt eine asphaltierte Zufahrtsstraße zu anliegenden Häusern ab. Nach Nordwesten führt ein Weg den Waldrand entlang, nach Norden ein Weg direkt in den Wald. An der Abzweigung steht ein Hydrant. Standort nordwestlich der Kreuzung, zwischen nordwestlich und nördlich verlaufendem Weg.

Probefläche: 15 m westlich des Waldweges, 10 – 45 m nördlich des Waldrandweges.

2. Standort

Geländeform: unruhiger, durch Rinnen und Gräber gegliederter Unterhang

Höhenlage: 390 m

Hangneigung: mäßig geneigt, süd exponiert

Bodenwasserverhältnisse: reliefbedingt durch Rinnen oder Gräbenverursachter Oberflächenzufluß oder -abfluß, mäßig frisch – frisch

3. Vegetation

Am Bestandesrand lichter Baumholzbestand, mehrschichtig mit überständigen Eichen (2/10) direkt am Rand, sowie Lärchen (4/10). Darunter 40-jährige Buchen (4/10), sowie einzeln beigemischte Birken und Weiden. Der zusammenbrechende Randbestand geht über in einen Buchenstangenort. Der Bestand macht einen ungepflegten Eindruck, mit zahlreichen protzigen, starkastigen, krumm-gewachsenen Laubbäumen (v.a. Buchen).

Schäden: Eiche: hoher Totastanteil, krallenartige Kurzäste, Kronenverlichtung, Mehltau

Lärche: Kronendeformationen, mißgebildete Langtriebe, lichte, unregelmäßige Kronen

Bodenvegetation: Begrünungsgrad 50 – 75 %

1/4 bis 1/2 der Aufnahmefläche: kibl. Springschaumkraut

spärlich: Brennessel, Taubnessel

Strauchvegetation: reichlich: Roter Holunder, Brombeeren, Ahornverjüngung

4. Boden (Braunerde)

Geologisches Ausgangsmaterial: Weinsberger Granit

Auflagehumus: (3–2,5) Ol aus Laub, Lärchen Nadeln, locker (2,5–0) Of, schwach durchwurzelt

Horizonte: A biog (0–13), absetzend in Bv (13–37), absetzend in BvC (37–47), absetzend in C (47+)

Bodenart: mittelschwer

Skelettgehalt: mäßiger Anteil an Feingrus, im Bv, BvC hoher Anteil an Fein-, Mittelgrus, im C sehr hoher Grobanteil an Mittel- Grobgrus

Durchwurzelung: sehr stark bis mittel im A und Bv, schwach im BvC, C

Regenwurm-tätigkeit: mäßig im A bis gar keine ab BvC

STANDORT 20: Kirchschatz

1. Lage

Dauerwiese unterhalb der Berufsschule, zwischen Güterweg und Zaun der Berufsschule.

Probefläche: 50 x 35 m, 10 m vom Güterweg und vom Zaun der Berufsschule entfernt, Falllinie durch die Mitte der Probefläche liegt zwischen westseitiger Gebäudekante der Berufsschule und dem Grundstein

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Hangverflachung

Höhenlage: 895 m

Hangneigung: schwach geneigt, südexponiert

Bodenwasserverhältnisse: wechselfeucht, Stauwasser

3. Vegetation

Gemähte, mehrschnittige Wiese, Tierhaltung (Rinder).

4. Boden (Braunerde mit rezenter Pseudovergleyung)

Geologisches Ausgangsmaterial: Perlgneis

Horizonte: A biog (0–2), Bv (P) 2–20, Bvl (S) 20–25, Bvll (25+)

Beginnende Pseudovergleyung über reliktscher Pflugsohle, einzelne Punktkonkretionen im Bv (P)

Bodenart: schwer

Skelettgehalt: mäßiger Anteil an Mittel- und Grobgrus

Durchwurzelung: sehr stark (A biog) – mittel (BvP)

Regenwurmtätigkeit: mäßig – gering
Humus: geringer Anteil an Mullhumus

STANDORT 21: Wasserwald/Zeilergang

1. Lage

Rasen, 50 x 20 m, östlich des Hauses Zeilergang 11 und 15, nördlich anschließend an die Schumannstraße.

Probefläche: 40 x 10 m, 5 m nördlich der Schumannstraße, 5 m östlich des Zeilerganges beginnend

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene

Höhenlage: 260 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, gutversorgt

3. Vegetation

Kleereiche, mehrschnittige Wiese, 35 – 40 cm hoch, Rotklee, Wiesenschwingel, Labkraut, Schafgarbe, Pastinak, Flockenblume.

4. Boden (anthropogener Boden)

Geologisches Ausgangsmaterial: würmeiszeitlicher Schotter

Horizonte: A biog (0–40)

Bodenart: mittelschwer – schwer

Skelettgehalt: mäßiger Anteil an Grobkies, Grobgrus und Feinkies, Ziegelscherben im Boden

Durchwurzelung: Wurzelfilz, nach unten Abnahme der Durchwurzelung

Regenwurmtätigkeit: mäßig

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus STANDORT 26: Kinderfreibad Wimhölzelstraße

Standort 26: Kinderfreibad Wimhölzelstraße

1. Lage

Parkwiese, nördlich des Kinderbades, 200 x 100 m, östlich der Ing. Stern-Straße

Probefläche: 50 x 25 m, am westlichen Ende der ebenen Fläche, vom nordwestlichen Eck der Wegbegrenzungen angelegt, 4 m vom Weg nach innen

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene

Höhenlage: 255 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, gutversorgt

3. Vegetation

Gemähter, mehrschnittiger Rasen.

4. Boden (verbraunter Auboden)

Geologisches Ausgangsmaterial: Nacheiszeitliche Talfüllung

Horizonte: A biog (0–5), übergehend in Bv (5+), geringer Anteil undeutlicher Bleichflecken

Bodenart: schwer

Skelettgehalt: hoher Anteil an Mittel- und Grobkies im Bv

Durchwurzelung: Wurzelfilz im A, im Bv rasch abnehmend und eher schwach durchwurzelt
 Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 28: Schloßberg Linz

1. Lage

Wiesenstück in einer Parkanlage, 10 m nordwestlich des Kepler-Denkmales beginnend, rechtwinkeliges, gleichseitiges Dreieck, 40 x 40 m, westlich des Weges zum Donauausblick, im SE und SW durch Hecken begrenzt, im Zentrum der Wiese zwei 7 m hohe Walnußbäume.

Probefläche: 10 x 10 m, 3 m vom Wegrand entfernt, Einstiche um die Walnußbäume angelegt.

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Kuppe

Meereshöhe: 320 m

Hangneigung: /

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, mäßig trocken

3. Vegetation

Gemähter, mehrschnittiger, kleereicher Rasen

4. Boden (anthropogener Boden)

Geologisches Ausgangsmaterial: Löß und Lehm, Aufschüttung mit karbonatischem und silikatischem Kies

Horizonte: A biog (0-20), AC (20+)

Skelettgehalt: im A mäßiger Anteil an Grob- und Mittelkies,
 im AC hoher Anteil an Grobkies, Ziegelstücke im ganzen Profil

Bodenart: mittelschwer

Durchwurzelung: im A Wurzelfilz, darunter stark durchwurzelt

Regenwurm-tätigkeit: mäßig

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 33: Schloß Ebelsberg

1. Lage

Wiese, 50 m westlich der Schloßeinfahrt, südlich der Schloßzufahrtsstraße, unmittelbar westlich an die Parkplätzeinfahrt anschließend, 50 x 30 m.

Probefläche: 30 x 10 m, 10 m südwestlich der Schloßzufahrt parallel dazu angelegt, 5 m nördlich der Parkplatzzufahrt beginnend

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene

Höhenlage: 280 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Stauwasser, mäßig feucht

3. Vegetation

Mehrschnittige Wiese, 40 cm hoch, von 20 m hohen Parkbäumen (bzw. Allee bei Zufahrtsstraße) westlich und östlich begrenzt.

4. Boden (Parabraunerde, leichte Pseudovergleyung)

Geologisches Ausgangsmaterial: Löß + Lehm

Horizonte: A biog (0-5), BE (5-30), Bt (30+)

Bodenart: schwer – sehr schwer, einzelne deutliche Rostflecken und Konkretionen im BE
Skelettgehalt: geringer Anteil an Mittel- und Grobkies, stark zersetzte Ziegelstücke im BE und Bt
Durchwurzelung: Wurzelfilz, im BE stark durchwurzelt
Regenwurm-tätigkeit: mäßige Regenwurm-tätigkeit bis zum Bt, extrem viele Nachtschnecken im Abiog
Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 34: Weikerl-See

1. Lage

Wiese, unmittelbar östlich angrenzend an die Weikerl-See-Straße, sowie südlich an den Donau-Hochwasserdamm, etwa rechtwinkeliges Dreieck, 50 x 50 m, 10 m nördlich des Gasthauses "Weikerl See" beginnend, nördlich des Hochwasserdammes sind die Überströmbecken.

Probefläche: 15 x 5 m, 10 m östlich der Weikerl-See-Straße,
10 m südlich des Hochwasserdammes, parallel zu Hochwasserdamm

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Ebene
Höhenlage: 250 m
Hangneigung:
Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, gutversorgt

3. Vegetation

Mehrschnittige Wiese, 20 cm hoch, Rotklee, Hornklee, Spitzwegerich, Witwenblume, Labkraut.

4. Boden (verbraunter Auboden)

Geologisches Ausgangsmaterial: Nacheiszeitliche Talfüllung
Horizonte: A biog (0–25), AB (25–35), Bv (35+)
Bodenart: leicht, geringer Anteil deutlicher Humusflecken im AB
Skelettgehalt: geringer Anteil an Feingrus
Durchwurzelung: Wurzelfilz – stark durchwurzelt im Bv
Regenwurm-tätigkeit: starke Regenwurm-tätigkeit im A, mäßig im AB, im Bv keine
Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 35: Steyregg/Honda Wipplinger

1. Lage

Wiese 50 x 50 m, nördlich des Firmengeländes Honda Wipplinger, unmittelbar nördlich des Firmenparkplatzes Honda Wipplinger sowie südlich des nahe der Bundesstraße gelegenen Ausstellungsparkplatzes.

Probefläche: 30 x 15 m, 10 m nördlich der Parkplatzkante Honda Wipplinger, parallel zu Parkplatz, etwas nördlich der Flucht zweier Starkstrommasten, 10 m östlich eines Transformators beginnend.

Anmerkung: Beim Transformator standen Bioindikatorpflanzen des Projektes Steyregg der landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt, dieser Standort zählte zu den am stärksten mit F belasteten.

2. Standort

Geländeform: Ebene, 2 m unterhalb Parkplatz
Höhenlage: 250 m
Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Grundwasser, mäßig trocken – gutversorgt

3. Vegetation

Mehrschnittige Wiese, 15 cm hoch, *Potentilla reptans*, Kl. Brunelle, Girsch, Gundelrebe, Hornklee, Weißklee, Spitzwegerich

4. Boden (*verbraunter Auboden über Gley*)

Geologisches Ausgangsmaterial: nacheiszeitliche Talfüllung

Horizonte: A biog (0–5), Bv (5–40), Go (40+)

Bodenart: sehr leicht – leicht, mehrere deutliche Rostflecken im Go

Skelettgehalt: geringer Anteil an Feingrus

Durchwurzelung: Wurzelfilz, im Bv stark, darunter gering durchwurzelt

Regenwurm-tätigkeit: mäßig – gering, zahlreiche Maulwurfshügel

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 36: Pulgarn 1

1. Lage

Wiese, 10 m südlich des Bauernhauses Kernegger Franz, 10 m westlich der Straße nach Pulgarn, 60 x 15 m.

Probefläche: 15 x 5 m, 5 m südlich des Gartenzaunes, parallel dazu, 10 m westlich der Zufahrtsstraße nach Pulgarn

Anmerkung: 10 m südlich der Probefläche, am Rande eines Weizenfeldes standen Bioindikatorpflanzen des Projektes Steyregg der landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt. Dieser Standort zählte zu den am stärksten mit F kontaminierten.

2. Standort

Geländeform: ausgeglichene Wanne

Höhenlage: 250 m

Hangneigung:

Bodenwasserverhältnisse: Stauwasser, wechselfeucht

3. Vegetation

Frischgemähte, mehrschnittige Wiese, von einzelnen Obstbäumen umgeben.

4. Boden (*Pseudogley*)

Geologisches Ausgangsmaterial: nacheiszeitliche Talfüllung

Horizonte: A biog (0–5), AP (5–10), P (10–50), S (50+)

Bodenart: schwer, mehrere deutliche Bleichflecken und Konkretionen im P, S deutlich marmoriert

Skelettgehalt: /

Durchwurzelung: Wurzelfilz, im AP sehr stark, darunter mittelmäßig durchwurzelt

Regenwurm-tätigkeit: bis zum AP stark, darunter gering

Humus: niedriger Anteil an Mullhumus

STANDORT 39: Altenberg (Waldstandort)

1. Lage

Straße vom Ortskern in Richtung Fußballplatz, nach 200 m Gabelung nach rechts fahren, nach ca. 100 m rechtsgelegene Wiese, die neben dem Wald liegt.

Probefläche: 35 m die Wiese abwärts, von dort 5 m rechts in den Wald beginnend

2. Standort

Geländeform: unruhiger Oberhang

Höhenlage:

Hangneigung: mäßig geneigt, W-exponiert

Bodenwasserverhältnisse: Oberflächenabfluß, Hangwasser, mäßig frisch

3. Vegetation

a) Bestand: mehrschichtiger, lockerer bis geschlossener Mischbestand, am Bestandesrand oberständige, ältere Kiefern (2/10), Buchen (1/10), Eichen (1/10). In der Mittelschicht Fichte (4/10), ca. 8 m, Lärche (1/10), ca. 8m, mit beigemischten Birken, Eschen, Eichen, Ahorn, Weiden (ca. 30 Jahre). Nach innen übergehend in einen reinen Stangenort, ungepflegt, zahlreiche starkastige, krummwüchsige Individuen.

Schäden: Eiche: Rußpilz, Insektenfraß an Blättern

b) Bodenvegetation: Begrünungsgrad 30 – 50 %

sehr zahlreich: kbl. Springkraut

reichlich: Fuchs-Greiskraut

spärlich: Mauerlattich

Taubnessel

Ruprechtskraut

Waldweideröschchen

Wolfsmilch

c) Strauchschicht: reichlich: Roter Holunder

Brombeere

Eichenverjüngung

spärlich: Ahornverjüngung

Heidelbeere

Himbeere

4. Boden (Braunerde)

Geologisches Ausgangsmaterial: Altenberger Granit

Auflagehumus: Oi (5–4) Blätter, Zweige, Nadeln

Of (4–2) Ob (2–0)

gering durchwurzelt

Horizonte: AE (0–5), absetzend in Bv (5–20), absetzend in BvC (20–45)

Bodenart: mittelschwer – leicht (im BvC)

Skelettgehalt: geringer Anteil an Grobgrus bis BvC, im BvC
Grobgrus, Feingrus und einzelne Steine

Durchwurzlung: mittelmäßig im AE, schwach darunter

Regenwurm-tätigkeit: gering im AE, gar keine darunter



TEIL C RASTERELEKTRONENMIKROSKOPISCHE UNTERSUCHUNGEN UND SCHWERMETALLANALYSEN VON FICHTENNADELN AUS DEM RAUM LINZ

I BEDEUTUNG VON NADELOBERFLÄCHEN FÜR DIE LUFT-SCHADSTOFFINDIKATION

Fichtennadeln sind wie viele andere Koniferennadeln an ihrer Oberfläche von einer Wachsschicht überzogen. Diese wird von der Cuticula nach außen hin abgeschieden und bildet somit die erste Barriere gegen das Eindringen von Luftverunreinigungen und Biopathogenen (Pilzsporen, Pilzhyphen,...) in das Blattinnere.

Besonders im Bereich der Spaltöffnungen, den Atmungsorganen der Nadeln, bildet dieser Wachsüberzug ein dichtes Geflecht aus röhrenförmigen Strukturen (s. Abb. C.4). Dieses dichte Geflecht aus Wachsröhrchen ist ein zusätzlicher Filter, der die Funktion der Spaltöffnungen, d. h. die Regulation des Gasaustausches bei der Photosynthese und der Atmung und den Schutz vor übermäßiger Verdunstung, unterstützt. In Abb. C.1 ist ein Spaltöffnungsapparat einer Fichtennadel im Querschnitt darge-

stellt. Die übrige Nadeloberfläche ist meist schütterer mit zum Teil aggregierten Wachsstäbchen oder -körnchen bedeckt (GRILL, 1973). Bei älteren Fichtennadeln ist das Epicuticularwachs dünner ausgebildet, und die Wachsstrukturen erscheinen allgemein gedrungener.

Mit Hilfe des Rasterelektronenmikroskopes ist es nun möglich, Nadeloberflächen zu untersuchen und speziell Veränderungen des Wachsüberzuges und der Spaltöffnungen, wie sie durch Luftschadstoffe hervorgerufen werden können, frühzeitig zu erkennen. Diese Methode erlaubt eine Beurteilung der Vitalität von Fichten, noch bevor makroskopisch sichtbare Schadsymptome an den Nadeln wie Verfärbungen (Nekrosen, Chlorosen), Nadelverlust und Kronenverlichtung auftreten.

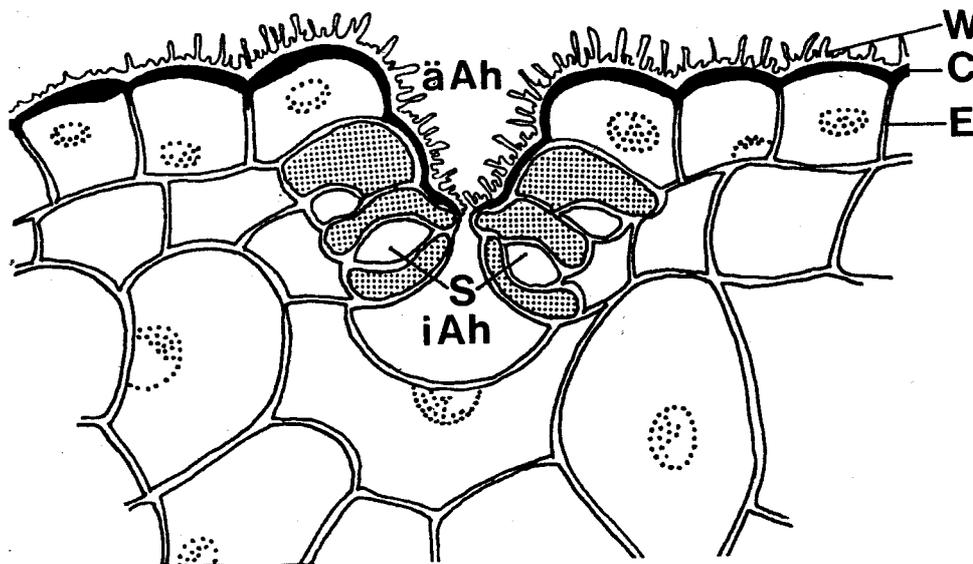


Abb. C.1: Querschnitt durch einen Spaltöffnungsapparat einer Fichtennadel.

äAh...äußere Atemhöhle (=epistomatärer Raum)

iAh...innere Atemhöhle (=substomatärer Hohlraum)

C.....Cuticula

E.....Epidermis

S.....Schließzellen (verholzte Zellwände punktiert)

W.....Wachsschicht

Werden nun die oberflächlichen Wachstrukturen der Fichtennadeln durch Immissionsbelastungen beeinträchtigt oder sogar stark geschädigt, können schwerwiegende Auswirkungen auf den Gesamtstoffhaushalt der Bäume die Folge sein. Über den Einfluß von Luftschadstoffen auf die Epicuticularwache von Koniferen liegen zahlreiche, zum Teil mit rasterelektronenmikroskopischen Methoden durchgeführte Arbeiten vor. Der Hauptteil der Studien untersucht die Auswirkungen von Schwefeldioxid, Stickoxiden und Ozon auf strukturelle Veränderungen der Oberflächenwache. Nach CROSSLEY und FOWLER (1985) soll die natürliche Verwitterung bzw. Alterung der Nadelwache der Rotföhre (*Pinus sylvestris*) durch chemische Interaktionen mit Luftschadstoffen beschleunigt werden.

Für Fichtennadeln (*Picea abies*) aus Gebieten mit vorwiegender Schwefeldioxidbelastung ("klassische Rauchschaadensgebiete") ist eine Erosion der Oberflächenwache sowie die Ausbildung von amorphen Wachspfropfen in den Vorhöfen der Spaltöffnungen typisch (GRILL und PFEIFHOFER, 1985). In Gebieten mit hauptsächlichlicher Ozonbelastung sind die Schädigungen der Nadelwache unterschiedlich. Eine klare Beziehung zwischen äußerlich sichtbaren Schadsymptomen (Vergilbungsgrade) und einer Wachsschädigung kann nicht hergestellt werden (BERMADINGER et al., 1987a). Erhebliche Schadeffekte an Nadeln in Form von Verschmelzungen und Rissen in den Wachspfropfen entstehen durch eine kombinierte Einwirkung von Ozon und saurem Nebel (MAGEL und ZIEGLER, 1986). Vergleichbare Schad-

bilder an den Nadelwachsen der Fichte können durch künstliche Begasung mit SO_2 und saurer Beregnung hervorgerufen werden (SCHMITT et al., 1987).

Experimente mit schadstoffbelastetem Nebel an Fichten zeigten eine erhöhte Anfälligkeit der exponierten Nadeln gegen pathogene Pilze als Folge einer Wachsschädigung über den Spaltöff-

nungen (KAZDA und GLATZEL, 1986). Neben gasförmigen Immissionen können auch Stäube strukturelle Veränderungen an den Epicuticularwachsen hervorrufen. So stellten BERMADINGER et al.(1987b) fest, daß alkalischer Magnesitstaub das Oberflächenwachs erheblich schädigt und die Wachsröhrchen über den Spaltöffnungen fast vollständig verklebt.

II PROBENAHE UND STANDORTE

An drei Standorten in der näheren Umgebung der Stadt Linz wurden Fichtennadelproben entnommen, und mit dem Rasterelektronenmikroskop auf mögliche Strukturveränderungen der Nadelwachse und der Spaltöffnungen, wie sie durch schädliche Immissionseinflüsse entstehen können, untersucht.

Nadeln der Jahrgänge 1987, 1988 und 1989 wurden von Fichten – *Picea abies* (L.) Karst. – Ende der Vegetationsperiode am 25. September 1989 geerntet. Folgende Standorte des oberösterreichischen Bioindikatornetzes (BIN) wurden ausgewählt:

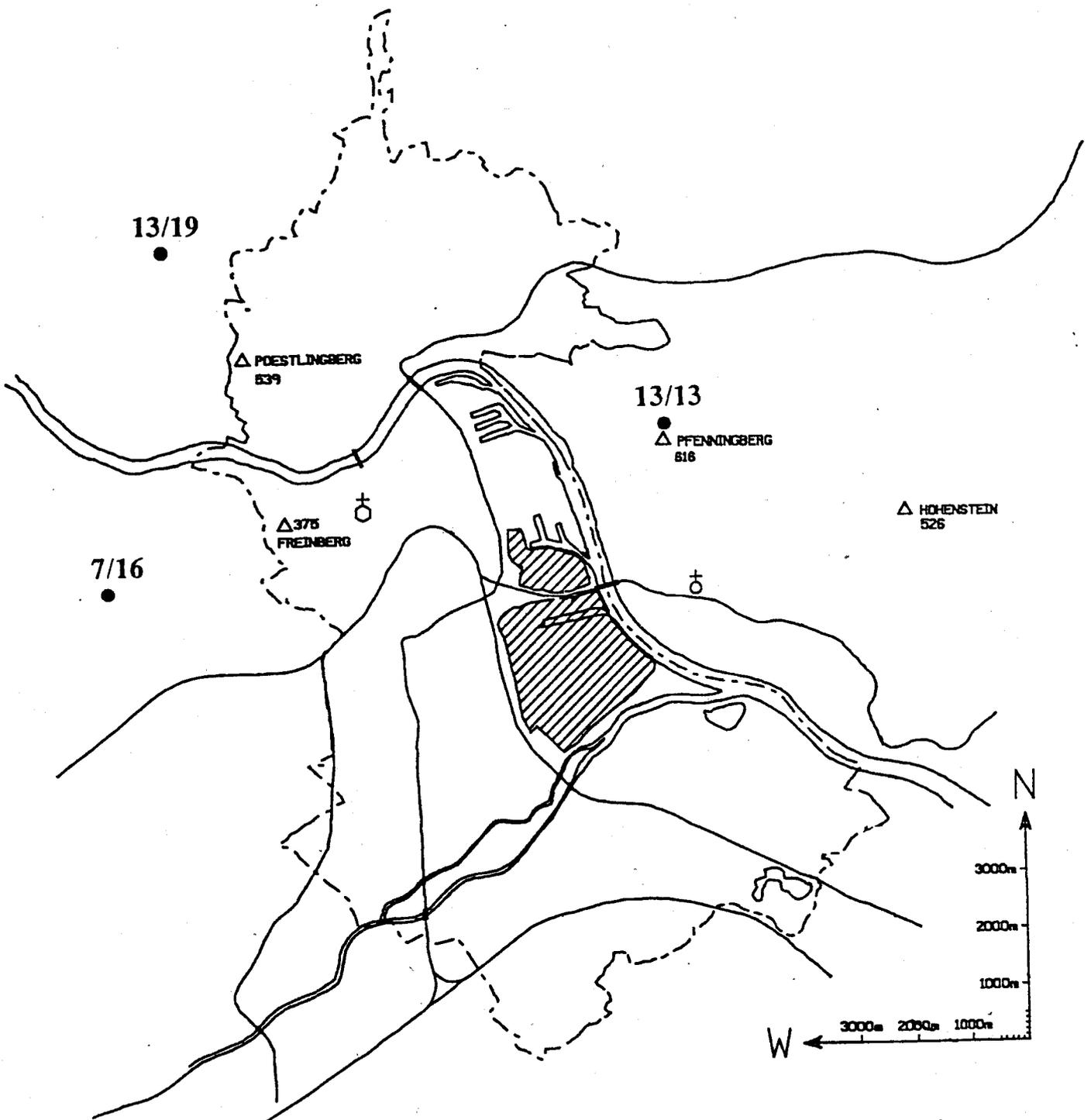
1. BIN-Standort 7/16 im Kürnberger Wald bei Leonding, westlich von Linz, 380 m Seehöhe. Die Nadelernte erfolgte im oberen Kronenbereich von zwei benachbarten, ca. 80-jährigen Fichten der Vitalitätsstufe 1 (gesund). Die Bäume liegen an einem Mittelhang, der den Ostwinden aus dem Linzer Raum ausgesetzt ist.
2. BIN-Standort 13/13 am Pfenningberg bei Steyregg, östlich von Linz,

610 m Seehöhe. Es wurden Nadeln von zwei benachbarten, ca. 60 Jahre alten Fichten der Vitalitätsstufe 2 (kränkelnd) entnommen. Die beiden Bäume befinden sich am Oberhang des Pfenningbergs und liegen im direkten Einflußbereich der Luftschadstoffe aus dem Linzer Industriegebiet.

3. BIN-Standort 13/19 Koglerau, nördlich von Linz Urfahr, 650 m Seehöhe. Die Entnahme von Nadelproben erfolgte an zwei benachbarten, ca. 60- bis 70-jährigen Fichten der Vitalitätsstufe 1 (gesund).

Die Lage der drei Entnahmestellen im Raum Linz ist aus Abb. C.2 ersichtlich.

Als vergleichsweise unbelasteter Referenzstandort für alle untersuchten Probestellen aus dem Raum Linz wurde eine Fichte des Tiroler Bioindikatornetzes aus Innervals ausgewählt, deren Epicuticularwachse von spezifischen Belastungen weitgehend unbeeinflusst und somit "gesund" ausgebildet sind.



7/16 Kürnberger Wald
13/13 Pfenningberg
13/19 Koglerau

Abb. C.2: Lage der Probenahmebäume im Raum Linz

III UNTERSUCHUNGSMETHODEN

III.1 Rasterelektronenmikroskop (REM)

Das rasterelektronenmikroskopische Untersuchungsverfahren ermöglicht eine exakte Beobachtung von Objektflächen. Ein fein gebündelter Elektronenstrahl wird in einem Raster Punkt für Punkt über das Präparat geführt und löst an dessen Oberfläche verschiedene Signale (Energieformen) aus, die mit

geeigneten Detektoren empfangen und ausgewertet werden können. Eine Übersicht über die unterschiedlichen Energieformen, die als Folge der Wechselwirkung zwischen Primärelektronenstrahl und Probenoberfläche entstehen, sind in Abb. C.3 wiedergegeben.

PE...Primärelektronenstrahl

SE...Sekundärelektronenstrahl

BSE..Rückstreuelektronen ("back scattered")

CL...Kathodoluminiszenz (nur dünne Präparate)

X...Röntgenstrahlen

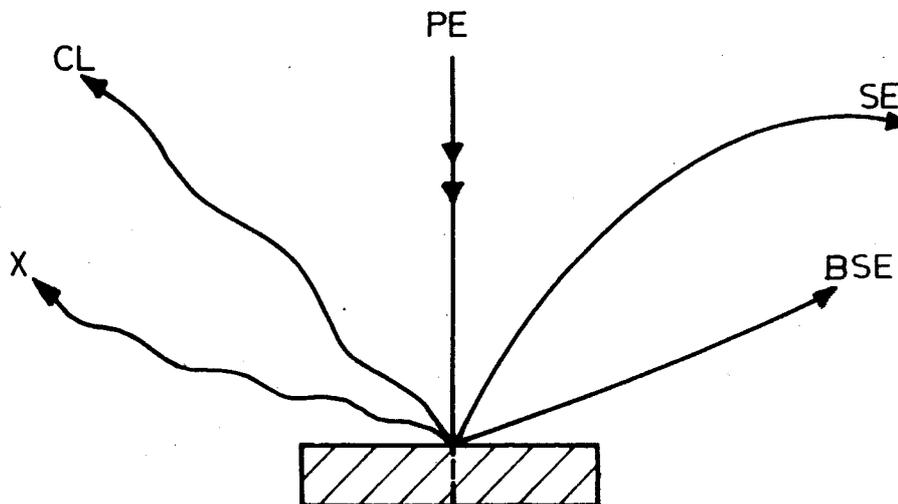


Abb. C.3: Signalauslösung im REM

Die Abbildung des abgerasterten Feldes erfolgt auf einem Sichtmonitor (Bildschirm). Biologisches Material, wie z. B. Fichtennadeln, muß vor der Untersuchung im Hochvakuum zwecks Struktur-erhaltung getrocknet und anschließend mit einer leitfähigen Oberfläche (Gold) überzogen werden. Für die Untersuchung der Fichtennadeln wurde das Se-

kundärelektronensignal (SE) verwendet, welches Informationen aus der obersten Objektflächenschicht liefert. Dadurch können Strukturveränderungen bzw. Schädigungen der Nadelwachse und der Spaltöffnungen festgestellt und mit einem "gesunden" Erscheinungsbild von Fichtennadeln aus unbelasteten Gebieten verglichen werden.

III.2 Röntgenenergiedispersive Mikroanalyse (EDX)

Beim Auftreffen des Primärelektronenstrahls auf der Objektoberfläche werden u. a. Röntgenstrahlen frei, die mittels eines Halbleiterdetektors empfangen werden. Die Auswertung des Röntgensignals erfolgt mit der röntgenenergiedispersiven Mikroanalyse (EDX). Jedes in der Probe vorhandene Element kann Röntgenquanten mit definierten Energieniveaus (eV) emittieren. Die elementare Zusammensetzung eines Objekts kann dann in Form eines Elementspektrums wiedergegeben werden. Diese Methode wurde in der vorliegenden Studie zur Analyse der auf den Fichtennadeloberflächen vorhandenen Fremdpartikel angewandt. Der Gold-Peak (Au), der auf allen Spektren zu sehen ist, ist präparationsbedingt und resultiert aus der Beschichtung der Fichtennadeln mit einem

dünnen Goldfilm (leitende Oberfläche).

Die Nadeln wurden im Exsikkator über Blaugel bei Zimmertemperatur luftgetrocknet, mittels Doppelklebeband auf Al-Tischchen montiert, mit Gold besputtert (5 min., $4,5 \times 10^{-5}$ bar, 16 mA) und im Rasterelektronenmikroskop (ZEISS DSM 950) bei einer Beschleunigungsspannung von 5 – 15 kV untersucht. An ausgewählten Nadelproben, deren Oberflächen durch die Belastung mit zahlreichen Fremdpartikeln auffielen, wurde mit Hilfe der röntgenenergiedispersiven Mikroanalyse (EDX) die elementare Zusammensetzung der Oberflächenkontaminationen genauer bestimmt.

IV ERGEBNISSE

IV.1 Referenzstandort

Die Epicuticularwache der Fichtennadeln des ersten Nadeljahrganges (1989) des Kontrollstandortes Innervals (Abb. C.4) weisen keine Strukturveränderungen auf und sind durch ein gesundes Erscheinungsbild charakterisiert. Das epistomatäre Wachs über den Spaltöffnungen ist reichlich vorhanden und bildet dort ein dichtes Geflecht aus Wachsröhrchen. Das Oberflächenwachs, welches sich in den Spaltöffnungsreihen zwischen den einzelnen Stomata befindet, liegt ebenso in Form kleiner, länglicher Wachsgebilde – ähnlich dem epistomatären Wachs – vor.

Das Oberflächenwachs der Nadeln des 2. Jahrganges desselben Baumes zeigt

an der Peripherie der Spaltöffnungen eine beginnende Tendenz zur Aggregation (Abb. C.5). Das über den Spaltöffnungen befindliche Wachs weist nach wie vor seine kristalline Strukturierung auf und füllt den epistomatären Raum mit einem dichten Wachsgeflecht aus.

Diese Ausbildung der Wachsschicht, wie sie an den zwei- bis dreijährigen Nadeln des Kontrollstandortes beobachtet wurde, findet sich nur in schadstoffunbeeinflussten Gebieten. Die beginnende Aggregation der Wachsstäbchen läßt sich auf den natürlichen Alterungsprozeß als Folge von Witterungseinflüssen zurückführen.

IV.2 BIN-Standort 7/16 (Kürnberger Wald)

Nadeln des jüngsten Jahrganges (1989) aus dem westlich von Linz gelegenen Kürnberger Wald sind durch vorwiegend intaktes Epicuticularwachs charakterisiert. Abb. C.6 zeigt eine Spaltöffnung, deren Vorkammer von kristallinen Wachsstrukturen erfüllt ist. Das Oberflächenwachs zeigt lokal Verschmelzungen zu länglich-fädigen Gebilden.

An Nadeln des 2. Jahrganges (1988) können bereits pathomorphologische Veränderungen des Wachsüberzuges beobachtet werden (Abb. C.7). Diese äußern sich vor allem in einer Verkahlung (Erosion) des Oberflächenwachses sowie in einer starken Verklebung des Stomatawachses. Ein wesentlicher Streßfaktor scheint durch die Kontamination der Nadeloberfläche mit Oberflächenverunreinigungen gegeben zu sein. Die Nadel ist dicht mit Fremdpartikeln unterschiedli-

cher Größe (2 – 10 μm) belegt; zum Teil finden sich sogar Verschmutzungen im epistomatären Raum über den Spaltöffnungen. Eine Analyse dieser Staubauflage mit Hilfe der röntgenenergiedispersiven Mikroanalyse ergab als Hauptkomponenten die Elemente Kalzium (Ca), Silizium (Si) und Eisen (Fe), in geringerer Menge Aluminium (Al) und Zink (Zn) (Abb. C.8). Kalzium, Silizium und Aluminium finden sich auch stets im Elementspektrum des Staubbilages von Nadeln aus unbelasteten Gebieten und stammen hauptsächlich vom jeweiligen Untergrund (Gestein, Boden,...).

Der auffällige Fe-Peak, der bei allen Messungen der Oberflächenverschmutzungen von Nadeln des Kürnberger Waldes vorhanden war, könnte aus dem schwermetallhaltigen und vor allem Fe-Verbindungen beinhaltenden

Schwebstaub aus dem Linzer Industriegebiet stammen.

Die an den Nadelwachsen des 3. Jahrganges (1987) gefundenen Schädigungen sind mit denen des Jahrganges 1988 vergleichbar. Das Oberflächenwachs ist kaum mehr ausgebildet, die epistomatären Wachsstrukturen sind häufig stark verklebt (Abb. C.9). Es kann angenommen werden, daß die Nadeln ebenso durch das Vorkommen zahlreicher Fremdpartikel, die sich zum Teil über den Spaltöffnungen befinden, beeinträchtigt werden.

Die am 2. und 3. Nadeljahrgang von Fichten aus dem Kürnberger Wald beobachteten morphologischen Veränderungen bzw. Schädigungen des epicuticulären Wachses in Form von Verklebungen und Verkahlungen lassen sich nicht ausschließlich durch den natürlichen Alterungsprozeß erklären (s. Abb. C.7 und C.9).

Fichtennadeln des 2. Nadeljahres vom Referenzstandort Innervals zeigen vergleichsweise intakte Wachsstrukturen (vgl. Abb. C.5). Schädliche Immissionsinflüsse scheinen an der rascheren Alterung der Nadeln aus dem Kürnberger Wald beteiligt zu sein.

Vergleichbare Schadensbilder an Fichtennadeln sind aus Gebieten mit erhöhter SO_2 - und NO_x -Belastung bekannt (TUOMISTO, 1988). Ein wesentlicher Schadfaktor, der die Funktion der Spaltöffnungen beeinträchtigt, scheint jedoch der Belag der Nadeloberfläche mit Staubpartikeln darzustellen. Das Vorkommen von Partikeln in den Spaltöff-

nungen kann sich in zweierlei Hinsicht negativ auf die Physiologie der Nadel auswirken: Zum Ersten können Fremdpartikel die Schließzellen längerfristig offenhalten und somit einen größeren Wasserverlust hervorrufen. Zweitens können solche Staubteilchen die Durchlaßweite in den Schließzellen reduzieren, wodurch der Gasaustausch eingeschränkt wird. Ein rascherer Vitalitätsverlust und ein beschleunigter Alterungsprozeß sind die Folge.

Bei allen durchgeführten Analysen war Eisen als metallische Komponente im Elementspektrum stets zu finden. Aus einer Studie des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung (1983) geht hervor, daß die vorwiegende Immissionsbelastung in Linz die erhöhte Schwebstaubmasse der Luft darstellt. Die Schwebstaubmasse, die durch vorherrschende westliche und östliche Winde weiterverfrachtet wird, setzt sich aus Salzen, Metalverbindungen und Ruß zusammen, wobei innerhalb der Schwermetalle den Fe-Verbindungen ein hoher prozentueller Anteil zukommt. Weiters läßt sich aus der Studie entnehmen, daß in den Wintermonaten vor allem in den nordwestlichen Teilen des Stadtgebietes Linz aufgrund von austauscharmen Wetterlagen eine deutliche Mehrbelastung durch Staub auftritt. Diese Tatsache könnte die noch weitgehend intakten Wachsstrukturen des jüngsten Nadeljahrganges des Kürnberger Waldes erklären, da diese Nadeln vor der ersten Winterperiode entnommen wurden und somit noch keiner längerfristig erhöhten Schwebstaubbelastung ausgesetzt waren.

IV.3 BIN-Standort 13/13 (Pfenningberg)

Die vom Standort Pfenningberg untersuchten Nadelproben des 1. Jahrganges (1989) weisen bereits Schädigungen der Epicuticularwachse auf (Abb. C.10). Im

Vergleich dazu sind die Nadeln desselben Jahrganges aus dem Kürnberger Wald hingegen noch weitgehend unbeeinflusst (vgl. Abb. C.6). Das epistomatäre

Wachs ist zum Teil verklebt. Das Oberflächenwachs erscheint besonders im Bereich der Spaltöffnungsperipherie deutlich verkahlt, an der übrigen Nadeloberfläche ist es häufig in Form länglich-fädiger Strukturen ausgebildet (Abb. C.10).

Die Wachsstrukturen von Nadeln des 2. Nadeljahrganges (1988) zeigen dem 1. Nadeljahrgang vergleichbare pathomorphologische Veränderungen (Abb. C.11). Diese äußern sich in mehr oder weniger stark verklebtem epistomatären Wachs sowie in einer Erosion (Verkahlung) der Oberflächenwachse. Das restliche Wachs bildet hier länglich-fädige Strukturen, die parallel zu den Spaltöffnungsreihen verlaufen.

An der Mehrzahl der untersuchten Nadeln des 3. Nadeljahrganges (1987) konnte eine starke Beeinträchtigung insbesondere des epistomatären Wachses

IV.4 BIN-Standort 13/19 (Koglerau)

Das Epicuticularwachs der jüngsten Nadeln (1989) ist reichlich ausgebildet und zeigt noch keine auffälligen Strukturveränderungen (Abb. C.14). Über den Spaltöffnungen ist ein dichtes Geflecht aus Wachsröhrchen zu erkennen, das Oberflächenwachs liegt in Form zahlreicher aggregierter Wachstformen vor.

An den Nadeloberflächen des 2. Nadeljahrganges (1988) zeigt die Wachsauflage bereits strukturelle Veränderungen (Abb. C.15). Diese äußern sich in mittelstarken Verklebungen des epistomatären Wachses sowie in einer beginnenden Erosion des Oberflächenwachses.

Nadeln des 3. Jahrganges (1987) weisen allgemein die stärksten Schädigungen auf (Abb. C.16). Die über den Spaltöffnungen befindlichen Wachsstrukturen sind durchwegs zu amorphen Gebilden

beobachtet werden (Abb. C.12). Über vielen Spaltöffnungen sind nur mehr amorphe Wachspfropfen zu erkennen, wodurch eine erhebliche Beeinträchtigung des Gasaustausches angenommen werden kann. Die Nadeloberflächen sind verkahlt und zum Teil von Staubpartikeln bedeckt. Die Elementaranalyse dieser Staubpartikel mittels EDX zeigte wie bei der Staubpartikelanalyse auf Nadeln aus dem Kürnberger Wald neben dem Vorkommen von Kalzium und Silizium stets Eisen und Zink als Metallkomponenten (Abb. C.13).

Die vom Pfenningberg stammenden Nadelproben weisen die stärksten Schädigungen der Epicuticularwachse aller drei untersuchten Standorte im Raum Linz auf. Wie in Kapitel A.X ausführlich beschrieben, sind die Waldbestände am Pfenningberg den Emissionen aus dem Stadtgebiet von Linz direkt ausgesetzt.

verklebt. Das um die Spaltöffnungen befindliche Oberflächenwachs ist fast vollständig erodiert und durch zahlreiche Staubpartikel kontaminiert. Die Abb. C.17 zeigt, daß sich der Staub – ähnlich wie bei den beiden untersuchten Proben aus dem Kürnberger Wald und vom Pfenningberg – in der Hauptsache aus den Elementen Silizium, Kalzium, Aluminium und Eisen zusammensetzt.

Aufgrund der vorherrschenden West- und Ostwinde werden die nördlich der Stadt gelegenen Anhöhen des Böhmisches Massivs geringfügiger als die Standorte Pfenningberg und Kürnbergerwald von Immissionen aus dem Linzer Stadtgebiet beeinflusst. Mit Hilfe der forstlichen Bioindikation konnten jedoch auch hier Immissionseinflüsse festgestellt werden (vgl. Kap. A.X).

V GEHALTE EINIGER NÄHRELEMENTE UND SCHWERMETALLE DER UNTERSUCHTEN FICHTEENADELPROBEN

V.I Einleitung, Methodik

Zusätzlich zu den rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen wurden die Gehalte einiger Nährelemente und Schwermetalle in den Fichtennadelproben der drei untersuchten BIN-Bäume bestimmt.

Dafür wurde das Nadelmaterial nach Trocknung bei 105 °C und Vermahlung in Achatbechern mit Perchlorsäure aufgeschlossen. Die Elemente Phosphor, Blei, Cadmium, Nickel, Mangan, Eisen, Chrom, Magnesium, Kupfer, Aluminium, Calcium und Kalium wurden mittels ICP-AES (Jobin-Yvon JY 38+) analysiert. Die

Gehalte von Cadmium wurden zusätzlich mittels Graphitrohr-AAS (Perkin-Elmer Z 5100 mit HGA 600) bestimmt.

V.II Ergebnisse

In Tab. C.1 sind die Gehalte der einzelnen Elemente pro Nadeljahrgang und Standort zusammengefaßt. Einleitend wird darauf hingewiesen, daß das Nadelmaterial vor der Analyse nicht gewaschen wurde. Die angegebenen Werte repräsentieren daher nicht nur den tatsächlichen Gehalt des jeweiligen Elementes in den Nadeln, sondern beinhalten auch eventuelle staubförmige Verunreinigungen an den Nadeloberflächen.

Tab. C.1: Nährelement- und Schwermetallgehalte der Fichtennadelproben aus dem Raum Linz (in mg/kg)

Elemente	7/16			Standorte 13/13			13/19		
	1.Njg	2.Njg	3.Njg	1.Njg	2.Njg	3.Njg	1.Njg	2.Njg	3.Njg
P	1.700	1.200	1.100	1.400	1.170	1.180	1.650	1.410	1.160
Mg	908	715	549	786	615	633	946	877	645
Ca	3.490	4.970	5.580	2.640	3.150	3.360	1.710	3.700	3.130
K	7.130	6.200	5.350	6.120	4.910	4.550	6.550	5.770	5.500
Al	425	477	328	591	506	621	465	499	647
Fe	639	670	665	230	221	255	120	140	142
Mn	911	1.090	1.120	1.070	1.140	1.160	721	1.170	892
Cu	3,4	4,7	3,3	3,0	2,9	3,0	2,7	2,8	2,5
Cr	2,7	0,6	2,4	1,4	0,7	<0,2	0,2	<0,2	0,5
Ni	2,6	1,2	4,4	3,0	1,8	1,4	2,8	2,4	2,4
Pb	5,9	13,5	10,9	3,2	4,5	16,6	2,0	3,4	5,0
Cd	n.a.	0,59	0,46	0,36	0,39	0,33	0,15	0,18	0,48

Die Ergebnisse zeigen für die Elemente Phosphor und Kalium eine ausreichende Versorgung bei allen untersuchten Bäumen. Die Magnesiumversorgung der untersuchten Fichten ist verglichen mit den Richtwerten der Forstlichen Bundesversuchsanstalt nicht mehr als ausreichend zu beurteilen. Am schlechtesten versorgt ist nach den Gehalten des 1. Nadeljahr-

ganges die Fichte auf Standort 13/13 (Pfenningberg). Auch die Kalziumgehalte der 1. Nadeljahrgänge der Standorte 13/13 (Pfenningberg) und 13/19 (Koglerau) deuten auf eine mangelhafte Ernährung dieser beiden Fichten mit Kalzium hin.

Die Analyseergebnisse für die Mikro-nährelemente zeigen bei Mangan Gehalte, die durchwegs im "optimalen Bereich" nach KNABE (1984) liegen.

Bei den Eisengehalten sind standortstypische Unterschiede feststellbar. Der Standort Kürnberger Wald (7/16) weist mit Werten über 600 mg/kg sehr hohe Gehalte auf, die auf "Luxuskonsum" und/oder starke äußerliche Kontamination der Nadeln mit eisenhaltigem Staub hinweisen. Mittels röntgenenergiedispersiver Mikroanalyse (EDX) konnte im Elementenspektrum von auf den Fichtennadeln des Raumes Linz aufgelagertem Staub stets Eisen gefunden werden (vgl. Kap. C.IV). Vermutlich ist daher ein Teil des "in" den Nadeln gefundenen Eisens auf Anlagerung eisenhaltigen Staubes an den Nadeloberflächen zurückzuführen. Auch die Eisengehalte der Fichtennadeln auf Standort 13/13 (Pfenningberg) liegen bereits über dem "optimalen Bereich" von 30 – 180 mg/kg nach FOERST et al. (1987). Demgegenüber sprechen die Analyseergebnisse für die Fichte des Standortes Koglerau (13/19) für eine optimale Eisen-Versorgung. ZVACEK (1988) fand in Fichtennadeln von 7 Standorten Österreichs Eisengehalten zwischen 20 und 175 mg/kg.

Die Kupfergehalte der untersuchten Nadeln liegen im unteren Bereich von noch ausreichender Versorgung. FIEDLER et al. (1973) und FOERST et al. (1987) geben den Mangelbereich für Fichte bei kleiner 2 bis 3 mg/kg an. Zusätzlich ist zu bemerken, daß die Kupfergehalte in den Nadeln im Lauf der Vegetationsperiode stetig abnehmen (vgl. AHRENS, 1964), und die vorliegenden Proben am Ende der Vegetationsperiode geworben wurden.

Die gefundenen Gehalte des für die Pflanzenernährung nicht essentiellen

Elementes Aluminium liegen bei allen drei Standorten bereits über dem Bereich üblicherweise anzutreffender Gehalte. Dies könnte auf die vermutlich sehr sauren Bodenbedingungen und die damit verbundene stärkere Aufnahme von Aluminium aus dem Boden auf den drei untersuchten Standorten zurückzuführen sein. Sehr wahrscheinlich stellt aber auch die oberflächliche Anlagerung aluminiumhaltigen Staubes auf den Nadeln eine wesentliche Ursache für die höheren Gehalte dar. Aluminium war im Elementenspektrum des auflagernden Staubes auf den Nadeln stets zu finden (vgl. Kap. C.IV). Nach Untersuchungen von KELLER et al. (1986), können bis zu 43% des Aluminium-Gesamtgehaltes von Fichtennadeln durch Waschen der Nadeln mit Chloroform entfernt werden.

Die Analyseergebnisse für die Schwermetalle Chrom, Nickel, Cadmium und Blei zeigen folgendes:

Die Nadelgehalte für die Elemente Chrom und Nickel sind nicht weiter auffällig. MAYER (1981) fand in einjährigen Fichtennadeln des Solling einen mittleren Chromgehalt von 11 mg/kg. In Fichtennadeln aus dem Raum Treibach wurden Chromgehalte zwischen 0,9 und 8,4 mg/kg gefunden (VOGEL et al., 1991). Vergleichswerte für Nickel liegen von ZVACEK (1988) vor: Sie fand in Fichtennadeln von 7 Waldstandorten Österreichs Konzentrationen zwischen 0,1 und 13,6 mg/kg.

Bei den Elementen Blei und Cadmium konnten an den stadtnäheren Standorten 7/16 (Kürnberger Wald) und 13/13 (Pfenningberg) höhere Gehalte gefunden werden. Im Vergleich mit anderen Untersuchungen liegen die Gehalte dieser beiden Standorte für einzelne Nadeljahrgänge bereits in einem Bereich, der Immissionseinwirkungen vermuten läßt.

VI SCHLUSSFOLGERUNGEN

Fichten haben an ihren Nadeloberflächen zum Schutz vor unkontrolliertem Wasseraustritt und Schadstoffeintritt sowie Infektion durch Biopathogene eine dünne Schutzschicht, die Cuticula, ausgebildet. Einen weiteren Schutz stellt die von der Cuticula nach außen hin abge-schiedene Wachsschicht dar. Die Spaltöffnungen (Stomata), die bei allen Koniferennadeln eingesenkt sind, sind die Orte, an denen ein kontrollierter Gasaustausch stattfindet. Der Raum über den Spaltöffnungen (epistomatäre Raum) ist von einem Geflecht aus Wachsröhrchen erfüllt. Schädliche Im-missionseinflüsse können diese Wach-strukturen verändern und die Funktion der Spaltöffnungen beeinträchtigen.

Mit Hilfe rasterelektronenmikroskopi-scher Untersuchungsverfahren ist es möglich, bereits beginnende Verände-rungen der Wachsschicht und der Spalt-öffnung zu erfassen und photographisch zu dokumentieren. Die röntgenenergie-dispersive Mikroanalyse (EDX) ist eine zusätzliche Methode, mit der die elemen-tare Zusammensetzung etwaiger Verun-reinigungen auf den Nadeloberflächen bestimmt werden kann.

Die vorliegende rasterelektronenmikros-kopische Studie an Fichtennadeln ergab, daß bei allen drei untersuchten Stand-orten im Raum Linz (Pfenningberg, Kürn-berger Wald und Koglerau) Schädigun-gen der Epicuticularwachse auftreten, obwohl die Bäume laut Einzelbaumbe-schreibung den Vitalitätsstufen 1 – 2 zu-geordnet wurden, d. h. keine bis nur eine

geringe Verschlechterung des Kronen-zustandes aufwiesen.

Die stärksten Beeinträchtigungen der Nadeloberfläche in Form von Verkahlung des Oberflächenwachses und zum Teil starken Verklebungen der epistomatären Wachstrukturen konnten an Proben vom Standort Pfenningberg beobachtet werden, welcher sich im direkten Einfluß-bereich der Industrieemissionen befin-det. Die Wachstrukturen von Fichten-nadeln aus dem Kürnberger Wald (west-lich von Linz) und aus der Koglerau (nördlich von Linz–Urfahr) sind mittel-stark geschädigt. Die Oberflächen der Nadelproben aller drei untersuchten Standorte sind in gleicher Weise durch Staubpartikel kontaminiert. Auffällig war gegenüber dem Referenzstandort, daß Eisen als Metallkomponente stets im Ele-mentspektrum der Verunreinigungen auf den Linzer Fichtennadelproben zu finden war.

Die Untersuchung der Fichtennadeln auf die Gehalte einzelner Nährelemente und Schwermetalle ergab Hinweise auf eine suboptimale Magnesium- und Calcium-versorgung der untersuchten Fichten.

Die Aluminium-, Blei- und Cadmiumge-halte liegen zum Teil über den üblicher-weise anzutreffenden Gehalten, was bei den Elementen Blei und Cadmium auf Im-missionseinwirkungen schließen läßt.

Die Fichtennadeln des der Industrie nä-hergelegenen Standortes Pfenningberg weisen etwa 3 bis 5fach höhere Eisenge-halte als die Nadeln der beiden anderen Standorte auf.

VII ABBILDUNGSTEIL



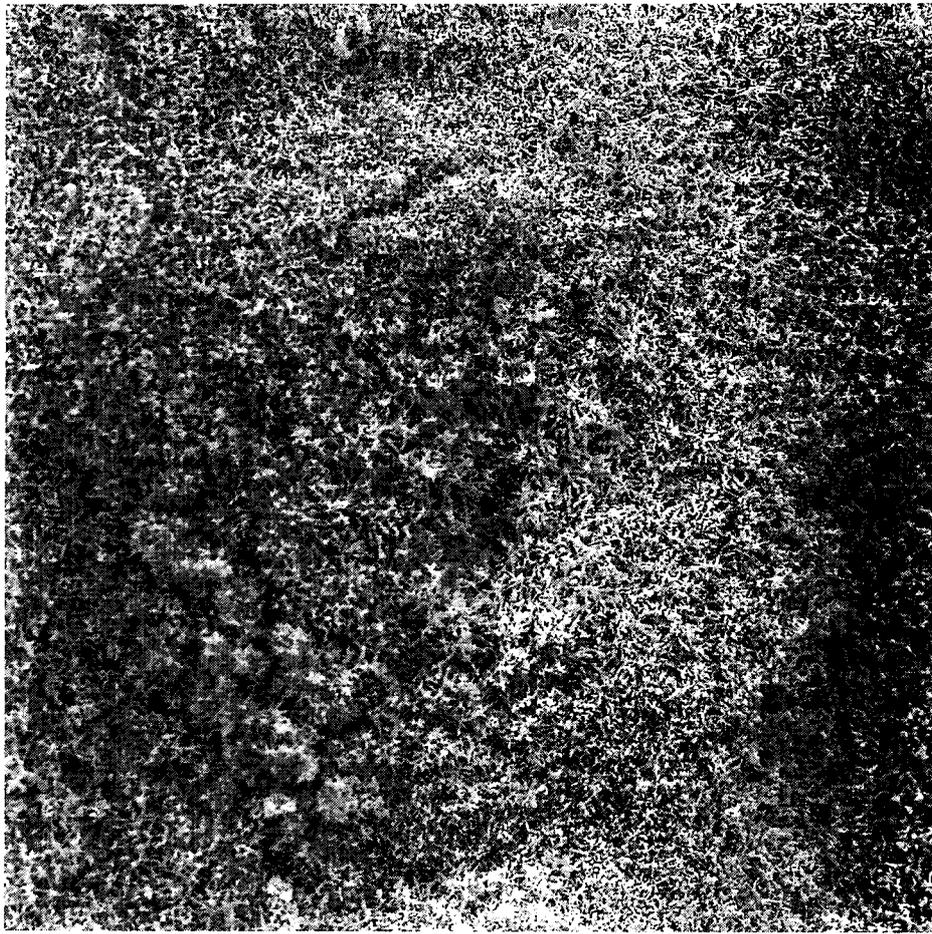


Abb. C.4: Fichtennadel-Referenzstandort Innervals, 1. NJg.: Der epistomatäre Raum ist von einem dichten kristallin strukturierten Wachsgeflecht erfüllt. Vergrößerung: 1400x

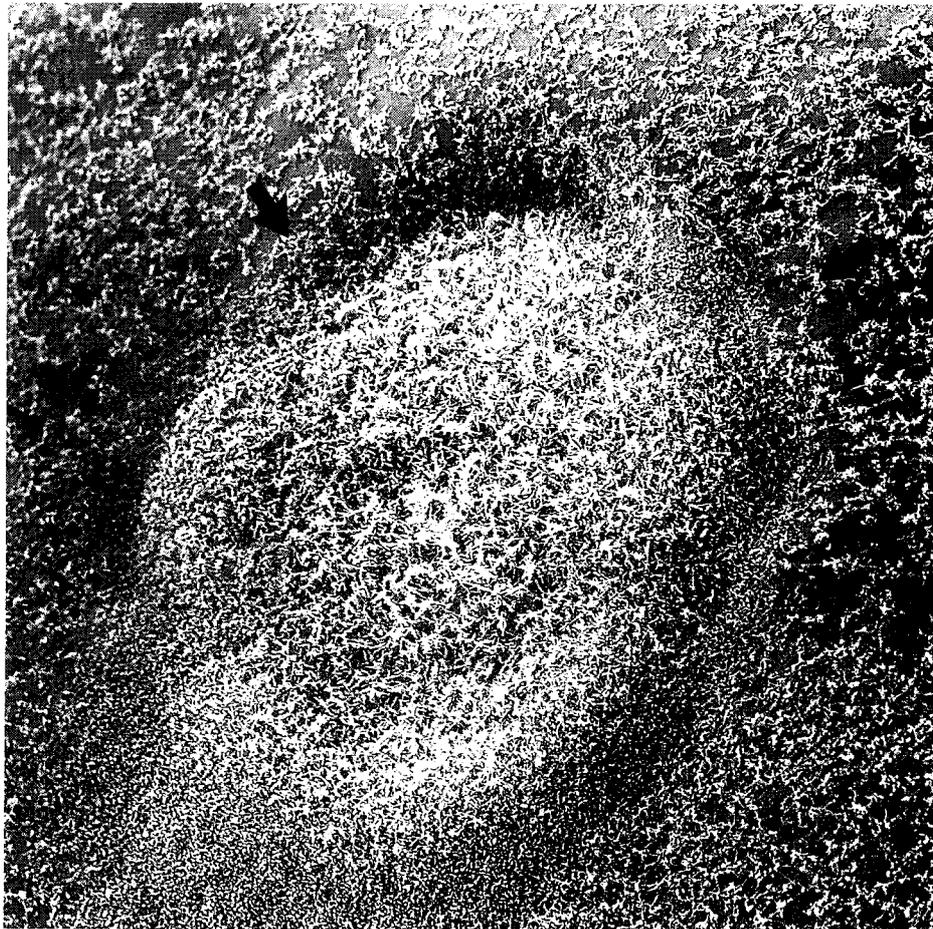


Abb. C.5: Fichtennadel-Referenzstandort Innervals, 2. NJg.: Am Rand der Spaltöffnung ist eine beginnende Wachsaggregation zu erkennen (Pfeile). Das epistomatäre Wachs weist kristalline Strukturen auf. Vergrößerung: 1400x



Abb. C.6: Fichtennadel-Kürnberger Wald, 1. NJg.: Das epistomatäre Wachs ist kristallin strukturiert, das Oberflächenwachs weist lokale Verschmutzungen auf (Pfeil). Vergrößerung: 1400x



Abb. C.7: Fichtennadel-Kürnberger Wald, 2. NJg.: Das Nadelwachs ist kaum mehr ausgebildet, zahlreiche Verunreinigungen bedecken die Oberfläche (Pfeile). Vergrößerung: 1400x

Kuernberger Wald westl. von Linz

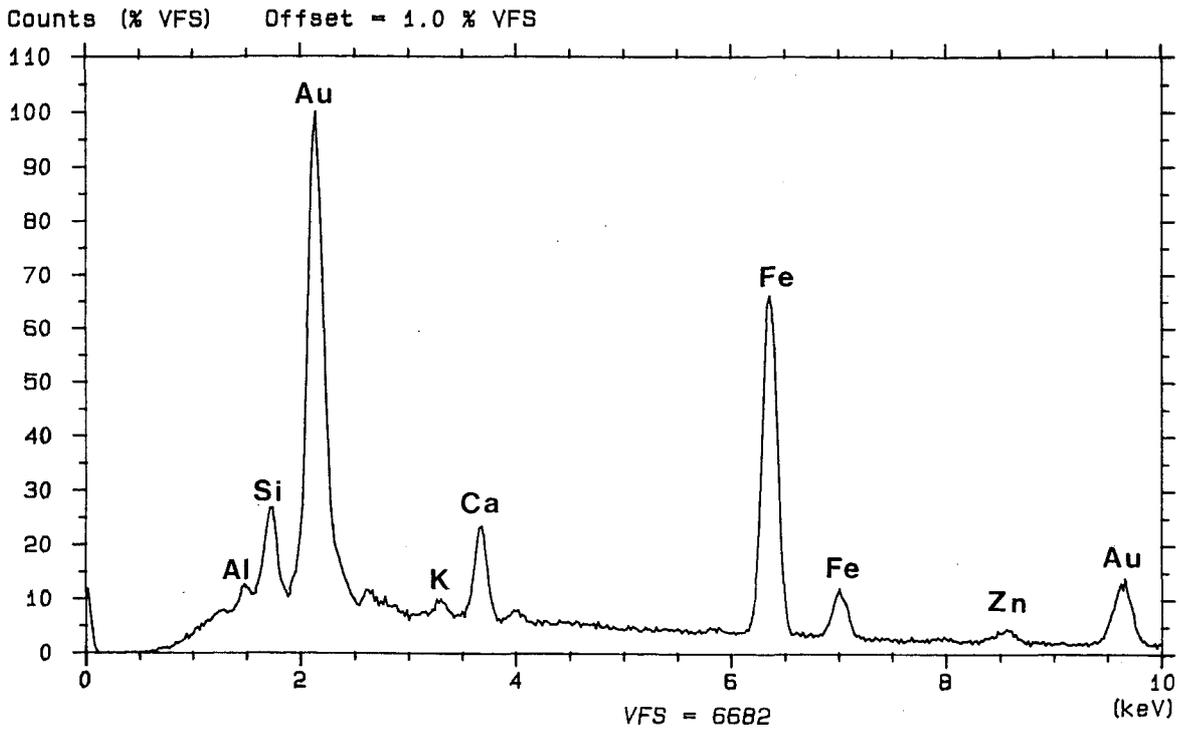


Abb. C.8: EDX-Spektrum zu Abb. C.7. Die Staubauflage der Nadeln aus dem Kürnberger Wald setzt sich aus den Elementen Al, Si, K, Ca, Fe und Zn zusammen. Auffällig ist der große Fe-Peak



Abb. C.9: Fichtennadeln-Kürnberger Wald, 3. Njg.: Das epistomatäre Wachs (Pfeil) ist stark verklebt, zahlreiche Staubpartikel bedecken die Nadeloberfläche. Vergrößerung: 2000x

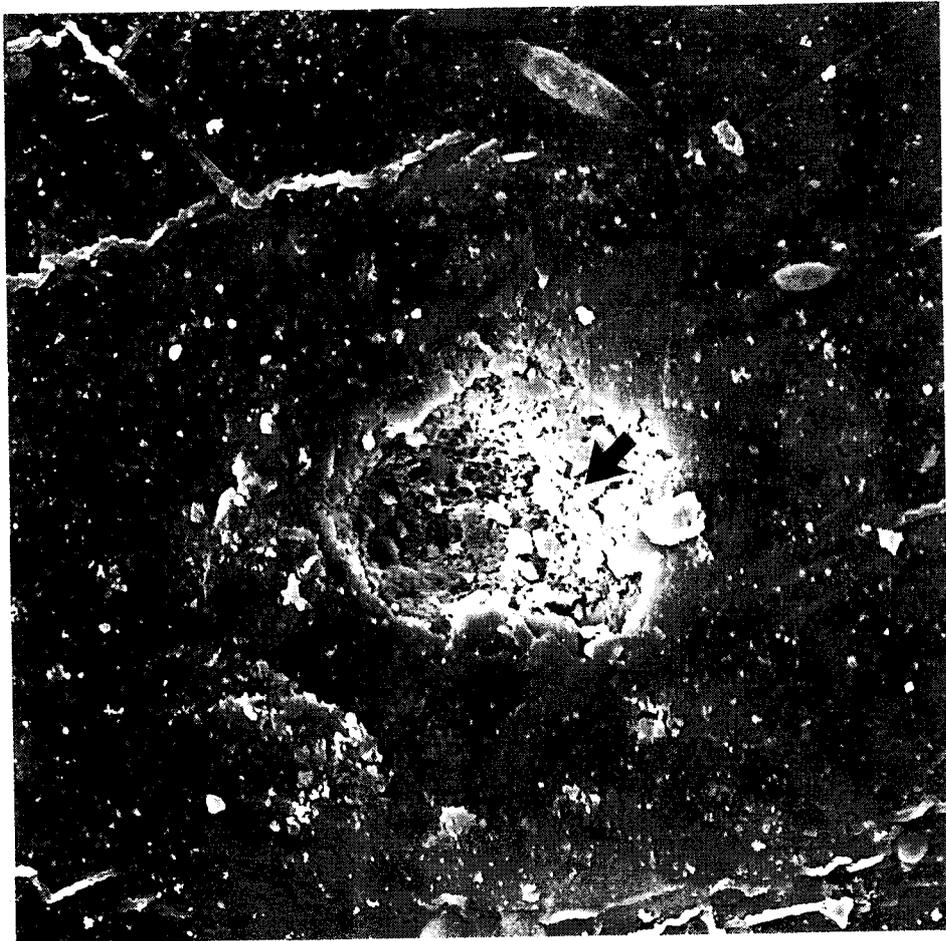


Abb. C.10: Fichtennadel-Pfenningberg, 1. NJg.: Das epistomatäre Wachs ist bereits teilweise verklebt (Pfeil), das Oberflächenwachs bildet länglich-fädige Strukturen. Vergrößerung: 1400x



Abb. C.11: Fichtennadel-Pfenningberg, 2. NJg.: Die beobachteten Veränderungen der Nadelwache sind mit denjenigen des 1. NJg. des selben Raumes vergleichbar (vgl. Abb. C.10) Vergrößerung: 700x

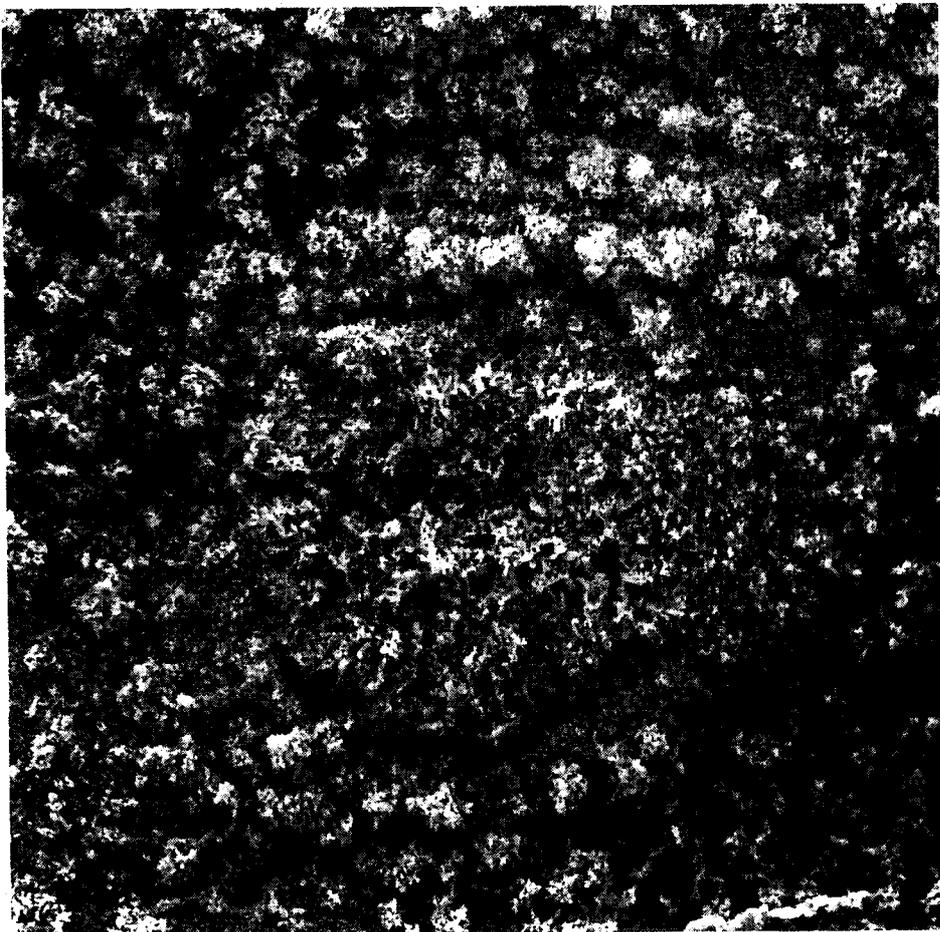


Abb. C.14: Fichtennadel-Koglerau, 1. NJg.: Das epistomatäre Wachs ist als dichtes Geflecht aus kristallinen Strukturen ausgebildet und scheint weitgehend gesund zu sein. Vergrößerung: 1400x



Abb. C.15: Fichtennadel-Koglerau, 2. NJg.: Über den Spaltöffnungen ist das Wachs bereits teilweise verschmolzen (Pfeile): das Oberflächenwachs zeigt beginnende Erosion.



LITERATURVERZEICHNIS ZU TEIL C

- AHRENS, E., 1964:** Untersuchungen über den Gehalt von Blättern und Nadeln verschiedener Baumarten an Kupfer, Zink, Bor, Molybdän und Mangan. *Allg. Forst- u. Jagdzeit.* 135, 8–16.
- Amt der Oö. Landesregierung, Forsttechnische Abteilung, 1979:** Der Wald als Weiser für die Luftgüte. Schriftenreihe des Landes Oberösterreich Linz.
- Amt der OÖ. Landesregierung, Landesbaudirektion, Immissionsschutz, 1983:** Schwermetalle im Schwebstaub, Messungen im Raum Linz. Schriftenreihe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.
- BERMADINGER, E., GRILL, D., PFEIFHOFER, H., 1987a:** Epicuticularwachse bei Fichten aus Gebieten mit "klassischen" und "neuartigen" Waldschäden. *FIW-Bericht*, 89–97.
- BERMADINGER, E., GRILL, D., GOLOB, P., 1987b:** Einfluß von Magnesitstäuben auf Fichtennadelwachse. *Phyton (Austria)* 27(1), 15–29.
- CROSSLEY, A., FOWLER, D., 1986:** The weathering of Scots Pine epicuticular wax in polluted and clean air. *New Phytol.* 103(2), 207–218.
- FIEDLER, H.J., NEBE, W., HOFFMANN, F., 1973:** Forstliche Pflanzenernährung und Düngung. Gustav Fischer Verlag Jena.
- FOERST, K., SAUTER, U., NEUERBURG, W., 1987:** Bericht zur Ernährungssituation der Wälder in Bayern und über die Anlage von Walddüngerexperimenten. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt.
- GRILL, D., 1973:** Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen an Nadeln einiger Pinaceen, Cupressaceen und Taxaceen. *Mikroskopie* 29, 348–358.
- GRILL, D., PFEIFHOFER, H., 1985:** Schädigung kutikulärer Wachse an Fichtennadeln. *FIW-Bericht*, 91–100.
- KAZDA, M., GLATZEL, G., 1986:** Schadstoffbelasteter Nebel fördert die Infektion von Fichtennadeln durch pathogene Pilze, *AFZ* 18, 436–438.
- KELLER, T., BAJO, S., WYTENBACH, A., 1986:** Gehalte an einigen Elementen in den Ablagerungen auf Fichtennadeln als Nachweis der Luftverschmutzung. *Allg. Forst- u. Jagdzeit.* 157(3/4), 69–78.
- KNABE, W., 1984:** Merkblatt zur Entnahme von Blatt- und Nadelproben für chemische Analysen. *AFZ* 33/34, 847–848.
- MAGEL, E., ZIEGLER, H., 1986:** Einfluß von Ozon und saurem Nebel auf die Struktur der stomatären Wachspflöpfen von *Picea abies* (L.). *Karst, Forstw. Cbl.* 105, 234–238.
- MAYER, R., 1981:** Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. *Göttinger Bodenkundliche Berichte*, 1–152.
- SCHMITT, U., RUETZE, M., LIESE, W., 1987:** REM Untersuchungen an Stomata von Fichten- und Tannennadeln nach Begasung und saurer Beregnung. *Eur.J.For.Path.* 17, 118–124.
- TUOMISTO, H., 1988:** Use of *Picea abies* needles as indicators of air pollution: epicuticular wax morphology. *Ann.Bot.Fennici* 25, 351–364.
- VOGEL, W.R., KIENZL, K., RISS, A., 1991:** Die Treibacher Chemischen Werke – Wirkungen auf die Umwelt. Umweltbundesamt, Monographien 26, Wien.
- ZVACEK, L., 1988:** Mikronährstoffe und toxische Metalle an Waldstandorten. Dissertation an der Universität Wien.

