

FBVA - B E R I C H T E
Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt

Nr. 48

1991

**ÖSTERREICHISCHE
WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR**

ODC 114.7:(436)

ERSTE ERGEBNISSE

von

M.Englisch, W.Kilian und F.Mutsch

**Teilprojekt des Waldschadensbeobachtungssystems der FBVA
(Projekt G7)**

**Herausgegeben
von der**

**Forstlichen Bundesversuchsanstalt in Wien
Kommissionsverlag: Österreichischer Agrarverlag, 1141 Wien**



Herstellung und Druck
Forstliche Bundesversuchsanstalt
A-1131 WIEN

Copyright by
Forstliche Bundesversuchsanstalt
A-1131 WIEN

Nachdruck mit Quellenangabe gestattet
Printed in Austria

Die Autoren fühlen sich den zahlreichen Mitarbeitern zu Dank verpflichtet, ohne deren Mithilfe und hohe Einsatzbereitschaft die Durchführung eines Projekts dieser Größenordnung unmöglich gewesen wäre.

Vegetationskundliche Erhebungen: Dr. Gerhard KARRER

Einschulung, Kontrolle, Organisation: Mag. Dr. Gerhard KARRER, D.I. Christoph MAJER, D.I. Ilse STROHSCHNEIDER.

Feldarbeiten: D.I. Franz EGGER, D.I. Gerhard FÜRLINGER, D.I. Walther GOEBEL, D.I. Josef KOCHER sowie die Förster Andreas WEISER, Franz AUPRICH, Martin BRANDSTETTER, Norbert LEISSER, Hubert LEMMEL und Gerhard KLOSTERMANN.

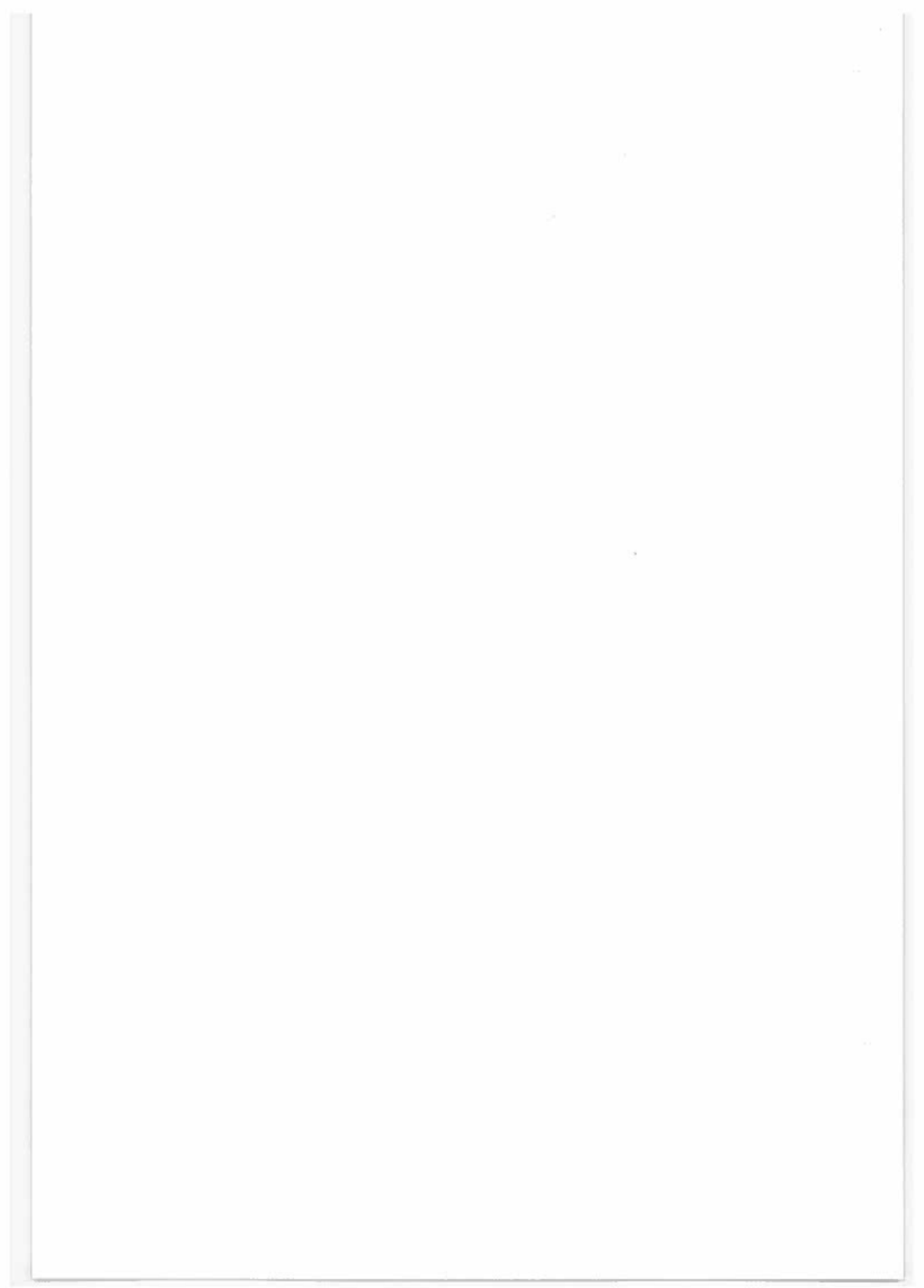
Labor: Dietmar BINDER, Jürgen DORNHOFER, Eugenie FINK, Andreas KUDJELKA, Ronald KULOVICS, Rupert RADAUSCHER.

EDV: Dr. Robert HACKER, Gabriella HUDJERA, Wilhelm KRENMAYER, Heimo SCHAFFER, Ing. Wolf WENTER.

Grafik und Karten: Manfred PROSSER, Andreas WEISER.

INHALT

1	EINFÜHRUNG	7
1.1	Der Boden	7
1.2	Ziel des Projektes Waldboden-Zustandsinventur	9
1.3	Bisheriger Stand der Arbeiten	9
2	METHODIK	11
2.1	Auswahl der Punkte, methodische Grundlagen	11
2.2	Standorts- und Bodenansprache im Gelände	14
2.3	Probenahme	15
2.4	Bodenanalyse	18
2.5	Datenorganisation	19
3	AUSWERTUNG	21
3.1	Basisdaten der Standortsbeschreibung	21
3.2	Bodenversauerung	27
3.2.1	Quellen der Säurebelastung	28
3.2.2	Säurepufferung	28
3.2.3	Ergebnisse	30
3.2.3.1	pH-Wert	30
3.2.3.2	Puffervermögen; Kapazität, Basensättigung	41
3.2.3.3	Pufferreserven	48
3.3	Schwermetalle	50
3.3.1	Allgemeines; Quellen der Schwermetalle	50
3.3.2	Blei	52
3.3.3	Kupfer	60
3.3.4	Zink	65
4	AUSBLICK	71
5	LITERATUR	73



1 Einführung

Im Rahmen des Waldschaden-Beobachtungssystems (WBS) der Forstlichen Bundesversuchsanstalt wird eine bundesweite Waldbodenzustandsinventur (WBZI) durchgeführt.

1.1 Der Boden

Als Boden

bezeichnet man jenen Teil der obersten belebten Erdkruste, der nach unten durch festes oder lockeres Gestein, nach oben durch eine Vegetationsdecke bzw. die Atmosphäre begrenzt wird (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1969). Er besteht aus Mineralen, Humus und Bodenlebewesen und besitzt aufgrund seiner Struktur ein Porensystem, welches von Luft und Wasser gefüllt ist.

Böden sind

- dynamische Naturkörper, d.h. sie verändern sich mit der Zeit in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren
- offene Systeme, d.h. sie stehen in Wechselwirkung mit ihrer Umwelt
- die Schnittstelle zwischen Litho-, Hydro-, Atmo- und Biosphäre, dabei jedoch ein eigenes System mit unverwechselbaren Eigenschaften.

Für den Menschen

ist der Boden Träger seines Lebensraumes, Produktionsgrundlage der Land- und Forstwirtschaft und Rohstoffquelle. Zudem ist der Boden Teil des menschlichen Erlebnis- und Erkenntnisraumes.

Belastet wird der Boden

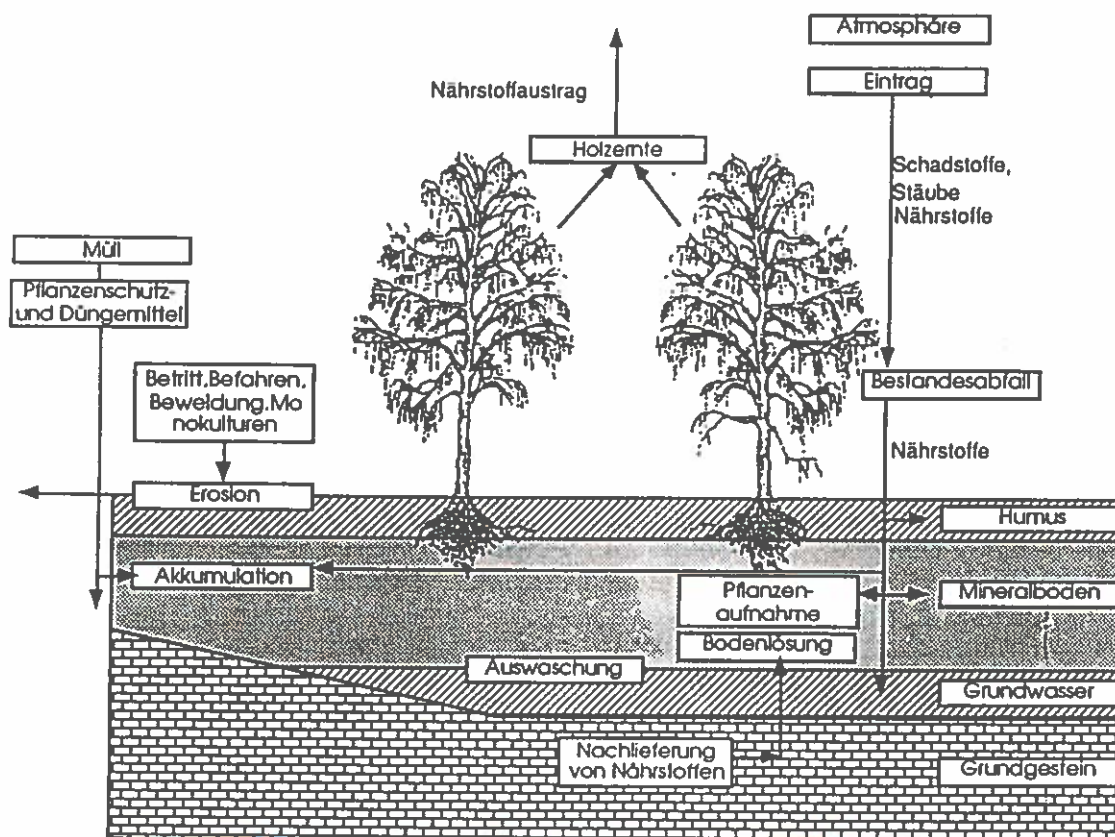
durch

- Rohstoff- und Energiegewinnung
- Industrie und Gewerbe
- Siedlung
- Verkehr
- Erholung und Freizeit
- Entsorgung

Diese Beanspruchung geschieht durch Abwässer, Immissionen, Bautätigkeit, Müll(entsorgung), Einbringung von Chemikalien, Öl- und Benzinresten, Betritt, Behandlungsfehler in der Primärproduktion u.a.m. (siehe auch Österr. Bodenschutzkonzept - BLUM et al. 1989).

Überfordern die Einwirkungen die Widerstandskraft des Bodens gegen Belastungen, also das sogenannte Puffervermögen, welches im wesentlichen von seinem Ton- und Humusgehalt und damit seiner Austauschkapazität sowie der biologischen Aktivität abhängt, so gehen Bodenfunktionen (Abbildung 1) verloren. Es können Ertragsminderung, Kontamination von Grundwasser und Lebensmitteln, Erosion etc. eintreten.

Abbildung 1: Bodenfunktionen



Vorsorglicher Bodenschutz zur Früherkennung von Bodenfunktionsverlusten setzt die Kenntnis des aktuellen Bodenzustandes voraus. Bodenzustandsinventuren stehen daher im Forderungskatalog des Österreichischen Bodenschutzkonzepts an vorderster Stelle. Dieser Forderung wurde mit der vorliegenden bundesweiten Untersuchung der Waldböden - vorerst mit einem Grundnetz - Rechnung getragen.

1.2 Ziele des Projekts Waldbodenzustandsinventur

sind

- die periodische Aufnahme des Waldbodenzustands und
- die Erfassung seiner langfristigen Veränderungen sowie
- eine Standortsinventur im engeren Sinne.

Durch die Einbindung in das WBS können die

- vegetationskundlichen Parameter
- feldbodenkundlichen Parameter und die
- bodenanalytischen Parameter

der Waldbodenzustandsinventur mit

- der jährlichen Erhebung des Kronenzustandes
- den jährlichen Nadel- und Blattanalysen
- den integralen Schadstoffmessungen und
- den forstpathologischen Untersuchungen

des WBS verknüpft werden. Dadurch besteht die Möglichkeit, die Ergebnisse des WBS auch ökologisch zu interpretieren.

Da die Probeflächen zudem mit einer systematischen Auswahl von permanenten Trakt-Hauptpunkten der Österreichischen Forstinventur ident sind, ist zusätzlich eine Verbindung mit deren umfangreichem Datenmaterial möglich.

1.3 Stand der Arbeiten

Die Feldarbeiten einschließlich Bodenbeschreibung, Vegetationsaufnahme und Werbung der Bodenproben wurden am Grundnetz mit 514 (von 534) Probeflächen 1989 abgeschlossen.

Die Bodenanalysen werden noch 1990 abgeschlossen werden. Derzeit sind sämtliche Daten mit Ausnahme der Analysedaten für Tirol, Vorarlberg und Kärnten im Datenbanksystem des Instituts für Standortkunde gespeichert und zur Auswertung verfügbar. Für die Bundesländer Burgenland, Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark und Salzburg wurde mit Auswertung und Interpretation 1990 begonnen.

Zur langfristigen Beobachtung des Bodenzustandes sind periodische Wiederholungsaufnahmen in 5- bis 10-Jahresintervallen vorgesehen. Die genaue Periodendauer wird aufgrund laufender Pilotstudien, deren Feldaufnahmen ebenfalls 1990 abgeschlossen wurden, festgelegt werden.

Die umfangreichen Außenaufnahmen und die Analysenpalette nach den Richtlinien für Bodenzustandsinventuren des BMLF erlauben sehr detaillierte Auswertungen, waren in diesem Umfang jedoch nur für die oben genannte begrenzte Anzahl von Probeflächen realisierbar.

Für flächenbezogene Aussagen wäre eine wesentlich höhere Punktzahl erforderlich (siehe auch Abschnitt 3.1).

Durch die Identität der Probeflächen mit einer systematischen Auswahl aus dem wesentlich dichteren Punktenetz der Österreichischen Forstinventur sind allerdings über deren Felddaten durchaus auch einige flächenbezogene Angaben möglich.

Im folgenden werden Auswertungsansätze und erste Ergebnisse über das derzeit verfügbare Datenmaterial vorgestellt. Insbesondere die Verknüpfung mit Vegetationsanalyse, Kronenzustand und Nadelanalysen ist noch nicht berücksichtigt.

Wesentliches Gewicht wird bei der Auswertung auf die Darstellung in Form von Karten gelegt. Die Gruppierung vieler Parameter nach geomorphologisch- klimatischen Räumen kommt dadurch deutlich zum Ausdruck. Ein große Zahl farbig geplotteter Karten liegt bereits vor; allerdings müssen einige noch um die Probeflächen der Bundesländer Tirol, Vorarlberg und Teilen von Kärnten ergänzt werden.

Für die vorliegende Veröffentlichung von Zwischenergebnissen wäre jedoch ein nur provisorischer Farbdruck zu aufwendig. Es wird daher hier auf die Wiedergabe von Karten verzichtet. Lediglich die Karte der pH-Werte wird - trotz des erhebliche Informationsverlustes als Schwarzweiß-Kopie - als Beispiel beigelegt.

2 METHODIK

2.1 Auswahl der Probepunkte, methodische Grundlagen

Das Grundnetz der Waldbodenzustandsinventur ist mit dem Netz des Waldschaden-Beobachtungssystems ident. Es stellt eine Auswahl aus dem systematischen Rasternetz 1981/85 der Österreichischen Forstinventur dar. Die Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen erfolgte auf den Hauptpunkten jedes fünften permanenten Traktes der Forstinventur, sodaß sich ein Punktabstand von $8,7 \times 8,7$ km ergibt.

Dabei wurden nur jene Probeflächen gewählt, deren Mittelpunkt auf Waldboden fällt. Die Anordnung der verschiedenen Netze zueinander zeigt Abb. 2, die Lage des WBS-Netzes in Österreich Abb. 3.

Dieses Rastersystem wurde lückenlos eingehalten, d.h. eine Verschiebung der Probefläche wurde als grundsätzlich unzulässig vermieden.

Abbildung 2: Lage der Probeflächen im Netz der Forstinventur. Die Probeflächen entsprechen den permanenten Trakt-Hauptpunkten der Österr. Forstinventur 1981.

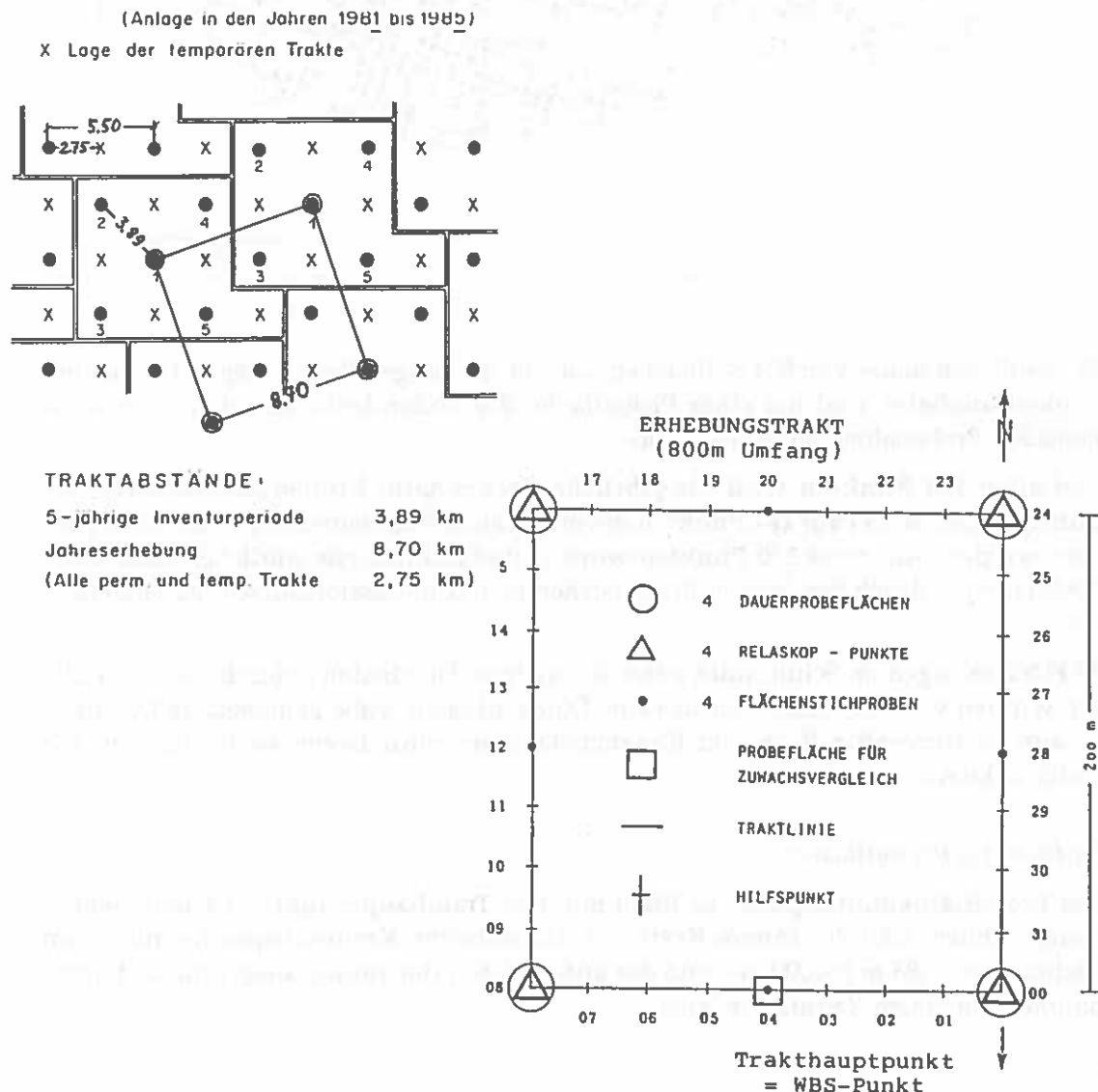
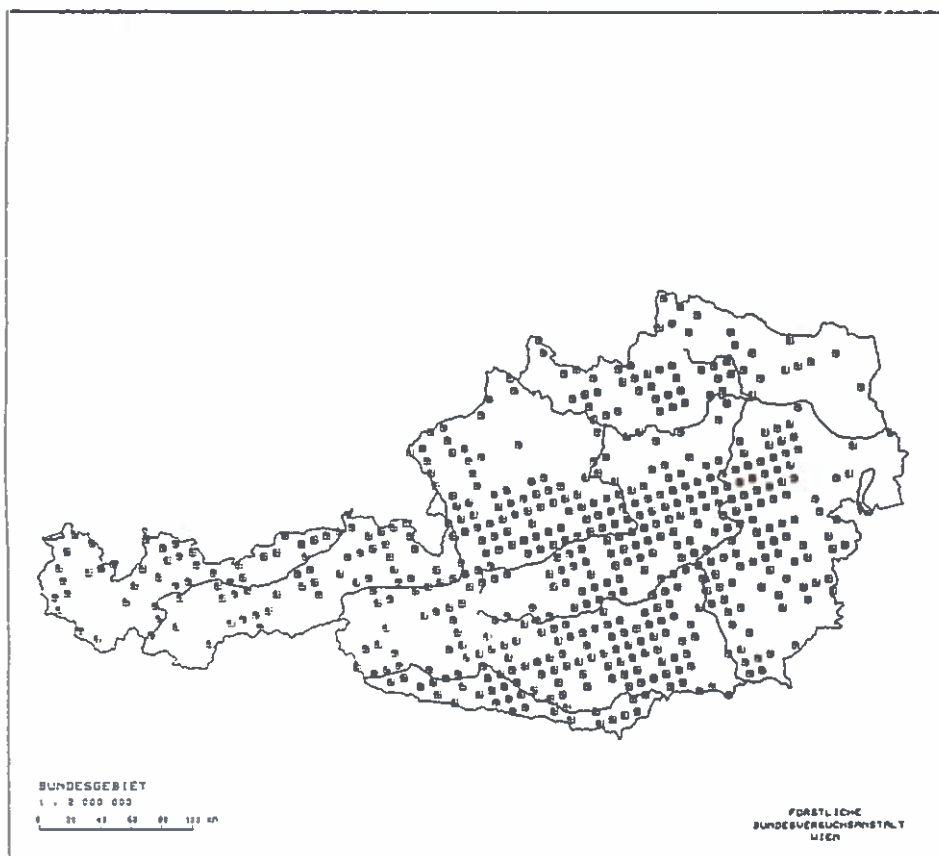


Abbildung 3: Lageplan der Probeflächen der Waldbodenzustandsinventur.



Es verblieben daher von 534 Sollflächen nur 514, da einige Flächen wegen Unzugänglichkeit ausfielen und bei einer Probefläche die Bodendecke zu einer ordnungsgemäßen Probenahme nicht ausreichte.

Auf allen 534 Punkten wird die jährliche flächenhafte Kronenzustandsinventur durchgeführt, wobei auf 184 Punkten davon zusätzlich eingemessene Probebäume taxiert werden. Auf rund 300 Punkten wurden Probebäume zur jährlichen Blatt- oder Nadelanalyse durch das Institut für Forstchemie und Immissionsforschung eingerichtet.

29 Flächen liegen im Schutzwald außer Ertrag bzw. Holzboden außer Ertrag. Auf diesen wurden von der Forstinventur keine Daten erhoben. Volle gemeinsame Datensätze aus Forstinventur, WBS und Bodenzustandsinventur liegen somit nur von 485 Netzpunkten vor.

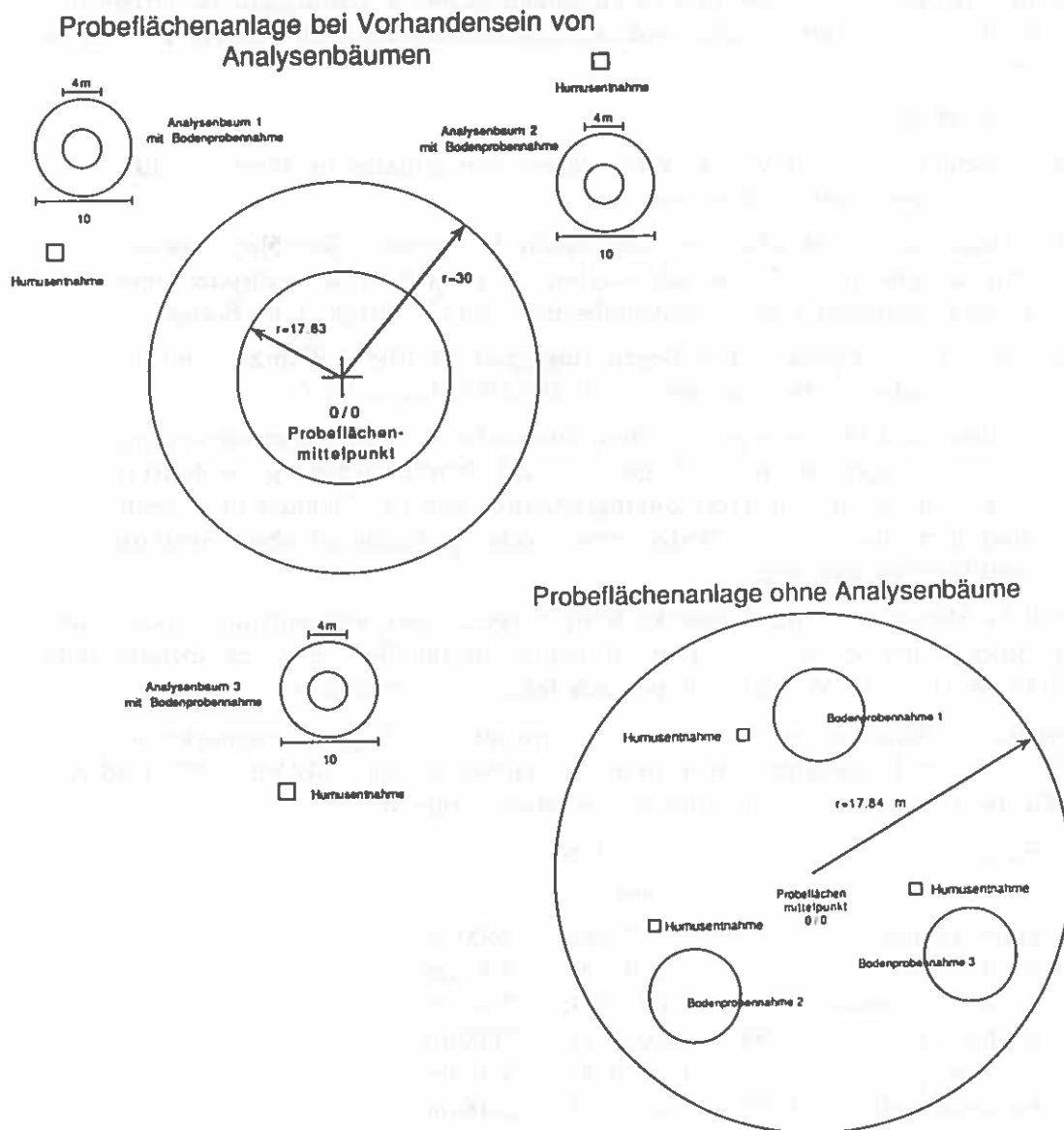
Aufbau der Probeflächen

Der Probeflächenmittelpunkt ist ident mit dem Trakthauptpunkt der Forstinventur. Daran schließt sich der innere Kreis zur flächenhaften Kronenansprache mit einem Radius von 17,83 m ($\approx 1000 \text{ m}^2$) und der äußere Kreis der Kronenansprache an Einzelbäumen mit einem Radius von 30 m.

Außerhalb - am Rande dieses Kreises - wurden 3 Bäume zur Probengewinnung für die jährlichen Nadel- beziehungsweise **Blattan**alysen ausgewählt. Ihnen ist bei homogenen Standortverhältnissen jeweils eine Profilgrube zur Bodenansprache und **Boden**probenentnahme zugeordnet. Bei heterogenem Standort wird nur die flächenmäßig überwiegende Standortskomponente beprobt und die Profilgruben nur jenem(n) Probebaum (-bäumen) zugeordnet, der auf dieser Komponente stockt.

Um Einflüssen wie Stammablauf und Kronentrauf auszuweichen, wurde der Stammzwischenbereich beprobt. Als Richtwert gilt ein Mindestabstand von 2 m und ein Maximalabstand von 5 m vom Stamm. Im Bereich der Profilgruben werden auch die Humusproben gewonnen.

Abbildung 4: Aufbau und Einrichtung der Probeflächen



Stehen auf der Probefläche **keine Probebäume** zu Verfügung (Blößen, Jugend etc), so werden die Profilgruben im Radius von etwa 10 m um den Probeflächenmittelpunkt, jedenfalls innerhalb der 1000 m²-Fläche, geöffnet.

Einen Überblick über den Aufbau der Probeflächen geben die Abbildungen 4a und 4b.

Da das Probeflächenetz bereits im Rahmen des WBS und der Österreichische-n Forstinventur eingemessen und eingerichtet worden war, waren keine speziellen Vorbereitungsarbeiten erforderlich. Lediglich die Wahl der Analysenbäume mußte nach Gesichtspunkten der Standortshomogenität in einigen Fällen revidiert werden.

2.2 Standortsansprache im Gelände

Die Erhebungsmethodik folgt im wesentlichen den "Richtlinien zur Waldbodenuntersuchung" (BLUM et al., 1986) und ist im einzelnen der Anleitung zur Feldarbeit und Probenahme der Österr. Waldbodenzustandsinventur (KILIAN & MAJER 1990) zu entnehmen.

Es wurden erhoben:

- a. Ortsdaten: Kennziffern des WBS-Netzes, Koordinaten im Bundesmeldenetz, Querverweise auf andere Netze.
- b. Standortdaten: Wuchsraum, **klimatische** Höhenstufe, Seehöhe, Exposition, Hangneigung, Relief, Kleinrelief, Grundgestein, Bodenhydrologie, Grundwasserstand, Wasserhaushaltsstufe und Gründigkeit des Bodens.
- c. Vegetation: Vegetationstyp, Begrünungsgrad, sämtliche Pflanzen und deren Abundanz-Dominanzwerte nach BRAUN-BLANQUET.
- d. Boden- und Humuseigenschaften: Humusform, Humushorizontierung, Humusausgangsmaterial, Lagerung und Durchwurzelung; Bodentyp, Horizontmächtigkeit, Horizontabgrenzung nach Deutlichkeit und Form, Bodenart, Skelettgehalt, Bodenfarbe, Fleckung, Karbonatgehalt, Struktur und Durchwurzelung.

Sämtliche Merkmale **wurden** zwecks computergestützter Auswertung standardisiert und codiert. Die Codierung der Bodentypen ist aus Tabelle 1, jene des Grundgesteins aus Tabelle 2 und der Vegetationstypen aus Tabelle 4 zu entnehmen.

Klimatische Höhenstufen: Die Ansprache erfolgt nach Vegetationsmerkmalen. Die nachfolgenden Höhenangaben in m sind Richtwerte (nach MAYER 1974 und ZUKRIGL 1973), die je nach Relief und Wuchsgebiet variieren:

Stufe		Unter- Ober- Grenze (m)	
1	kollin-planar	0-300	(600)m
2	submontan (200)	300-700	(1000)m
3	tief-mittelmontan (500)	600-1200	(1300)m
4	hochmontan (1000)	1200-1400	(1600)m
5	tief-subalpin (1100)	1600-1800	(1800)m
6	hoch-subalpin (1500)	1800-2200	(2400)m

Die übrigen Merkmale sind skalar gestuft. Der Codierungsschlüssel findet sich im Erhebungsformblatt (Abb. 5a und 5b).

Zur späteren Wiederauffindung der Profilgruben wurde ein Einmeßprotokoll angelegt. Die Bestandesbeschreibung kann aus der allgemeinen Einrichtung der WBS-Probeflächen übernommen werden.

2.3. Probenahme

Humus

Es wurden mindestens drei, bei geringer Auflagemächtigkeit entsprechend mehr Humusproben mittels 25 x 25 cm Stechrahmen volumsgerecht entnommen.

Mineralbodenproben

Die Proben des Mineralbodens wurden getrennt aus den Tiefenstufen 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm und 30-50 cm - nicht volumsgerecht als Mischproben aus den erwähnten 3 Profilgruben geworben.

Die Probenahme aus starren Tiefenstufen wurde nach reiflichen Diskussionen deshalb gewählt, weil nur sie in der Praxis die räumliche und zeitliche Vergleichbarkeit der Analysendaten in jedem Falle sicherstellt, auch dann, wenn die diagnostischen Bodenhorizonte zwischen den Einzelprofilen stark variieren und sich im Zeitablauf ändern.

Abbildung 5b: Profilbeschreibung

2. Bodenanalyse (erfolgte an Profil ... der Probenahme)

Bodentyp: ☐ ☐ ☐

Humusform: _____

Horizont	Horizont mächtigkeit von-bis in cm	Material zn. Fl-Streu Graswurzelfilz	Lagerung							Durchwurzelung					Schmierigkeit		
			1	2	3	4	5	6	7	0	1	2	3	4	5	1	2
			locker	verlebt	schichtig	brechbar	bröckelig	kompakt	anderes	nicht dw.	schwach	mittel	stark	sehr stark	Wurzelfilz	ja	nein
Humusprofil																	

Mineralboden	Horizont	Horizont- mächtigk. von-bis in cm	Horiz- abgr.		Boden- art	Skelett- gehalt		Boden- farbe	Fleckung				Karbonate Häufigk. Kie- sionen	Karbonate		Struktur *		Durch- wärtung																		
			Deutlkt.	Form		Anteil Art	Anteil Art		Häufigk.	Kontrast	Art	Häufigk.		Kontrast	Art	Häufigk.	ja		nein	keine Aggregate	Deutlichkeit d. Aggregate	Form d. Aggregate														

* Strukturangabe fakultativ, nach Maßg.d.Möglichk.

Ergänzende Beobachtungen: _____

3. Bodendeprobieren

A. Humusaufgabe: Anzahl der Rahmen 25 x 25 cm ☐ stark umrandete Felder nur vom Labor auszufüllen

Probe Nr.	Mächtigkeit cm		Trockengewicht der Probe (g)	Auflage Trockengew. kg / m ²
	Profil 1	Mittel		
	Profil 2			
	Profil 3			

B. Mineralboden:

Probe Nr.	Tiefenstufe	Ann.
	0-10 cm	
	10-20 cm	
	20-30 cm	
	30-50 cm	

C. Lage der Probestellen

	N-Winkel (g)	Distanz (m)	Bezugsp.
Profil 1			
Profil 2			
Profil 3			

2.4 Bodenanalyse

Die Analysen wurden am lufttrockenen Feinboden (≤ 2 mm) durchgeführt. Für die Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff wurde der Boden feinvermahlen.

Folgende Parameter wurden analysiert:

pH: In Wasser und in 0,01 mol/l CaCl_2 -Lösung (ÖNORM L 1083)

Auflage: 2 g Probe + 25 ml

Mineralboden: 10 g Probe + 25 ml

Karbonat: Gasvolumetrisch nach Scheibler (ÖNORM L 1084)

Org. Kohlenstoff: Bestimmung des Gesamtkohlenstoffes durch Verbrennung der Probe im O_2 -Strom und IR- Detektion des gebildeten CO_2 . Bei karbonat-haltigen Böden wurde der anorganische Kohlenstoff abgezogen. (ÖNORM L 1080)

Gesamt-Stickstoff: Nach Kjeldahl (ÖNORM L 1082)

Mineralische Nähr- und Schadelemente im Säureauszug: 2 g Probe wurden mit 20 ml eines Säuregemisches (5 Teile HNO_3 + 1 Teil HClO_4) erhitzt. Der fertige Säureauszug wurde mit Wasser auf 100 ml aufgefüllt. Darin wurden bestimmt: P, K, Ca, Mg, Fe (Angabe dieser Elemente in Oxidform), Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb. In der Auflage wurde zusätzlich Al analysiert. (ÖNORM L 1085)

Austauschbare Nähr- und Schadelemente: Die Analyse der austauschbaren Kationen erfolgte nur im Mineralboden. Bei Böden mit einem pH (in CaCl_2) $> 6,5$ wurde mit einer gepufferten (mit Triethanolamin auf pH 8,2) 0,1 mol/l BaCl_2 -Lösung ausgetauscht. Bestimmt wurde darin: K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} .

Bei Böden mit pH $< 6,5$ wurde mit der ungepufferten 0,1 mol/l BaCl_2 -Lösung ausgetauscht. Bestimmt wurden darin ebenfalls K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , und zusätzlich Fe^{+++} , Mn^{++} , Al^{+++} , H^+ .

Aus diesen Einzelbestimmungen wurden die Kationenaustauschkapazität (KAK) und die Basensättigung errechnet (ÖNORM L 1086).

Die Angabe erfolgt in mmol IEq (Millimol-Ionen-Äquivalent), das ist die Stoffmenge eines Elementes unter Berücksichtigung seiner Wertigkeit (Ladungszahl).

Korngrößenspektrum: Nur die Tiefenstufe 30-50 cm wurde analysiert. Eine kombinierte Sieb- und Sedimentationsmethode wurde angewandt. (ÖNORM L 1061)

6 Fraktionen wurden bestimmt:

Sand	Schluff	Ton
200-2000 μm	20-63 μm	0-2 μm
63- 200 μm	6-20 μm	
	2- 6,3 μm	

2.5 Datenorganisation, Datenspeicherung, Datenverarbeitung

Die Daten sind in nach den Sachgebieten Standortparameter, Humus, Mineralboden, Analysenwerte und Vegetation getrennten Dateien gespeichert (siehe Abbildung 6). Dies erfolgte bis 1989 mittels an der FBVA hergestellter Software und wurde 1990 durch das Datenbanksystem ORACLE komplettiert.

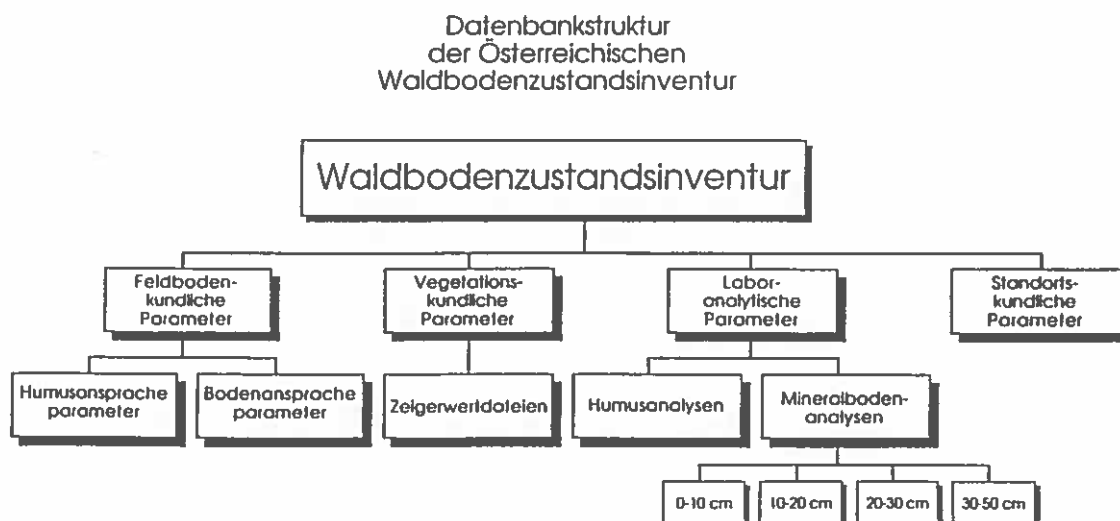
Mittels an der FBVA erstellter SQL-Routinen ist eine verknüpfte Auswertung oben angesprochener Dateien möglich. Mehrere Verknüpfungsmerkmale und -routinen erlauben darüber hinaus die Verbindung mit anderen Datensystemen (wie z.B. denen der Verdichtungsnetze oder Systemen angrenzender Fachgebiete). Damit erlauben die bodenkundliche Datenbank GEA und die vegetationskundliche Datenbank FOREC infolge des einheitlichen Datenaufbaus im allgemeinen die direkte Ansprache der anschließenden Auswerteprogramme.

2.5.1 Auswerteprogramme und Auswertemethodik:

Die codierten Bodenprofil-Beschreibungen können durch ein Decodierungsprogramm direkt als Reinschrift ausgegeben werden. Analog dazu können auch die Analysedaten in Verbindung mit Standortdaten profil- oder arbeitsgebietsweise, sowie nach ökologischen oder geographischen Gegebenheiten sortiert, ausgegeben werden.

Eine weitere Möglichkeit der unmittelbaren Ausgabe ist die kartographische Darstellung einzelner Parameter, nach politischen Einheiten sortiert, auf dem hauseigenen A0-Plotter der FBVA. Rechenoperationen erfolgen mit den Statistikpaketen GENSTAT, SPSS oder direkt in der Datenbank.

Abbildung 6: Überblick über die Datenbankorganisation



Grundlegend neue Ansätze wurden mit der Nutzbarmachung von für die Bodenkunde neuartigen statistischen Methoden, die aus der Pflanzensoziologie übernommen wurden, wie Hauptfaktorenanalyse, Korrelationsanalyse und anderer Clusterverfahren gefunden.

Dieselben Verfahren werden auch bei der vegetationskundlichen Auswertung verwendet, wobei ein besonderes Gewicht auf die Auswertung über verschiedene Zeigerwertskalen (nach ELLENBERG 1979, LANDOLT 1977, SOO 1964 - 1980, u.a.m.) gelegt wird.

3 AUSWERTUNG

3.1 Basisdaten der Standortsbeschreibung im Gelände

In der Auswertung wird hauptsächlich versucht, Großlandschaften bzw. ökologisch verwandte Flächen und Räume auszuscheiden und zu beschreiben. Daher bilden Standortparameter die Grundlage, auf der mit bodenanalytischen und vegetationskundlichen Daten kombinierte Auswertansätze aufbauen.

Es wird zunächst ein tabellarischer Überblick und Kurzkomentar über die meist gutachtlich angesprochenen Standortparameter gegeben.

Eine Umlegung der Probeflächenanzahl in den einzelnen Gruppen auf Flächen und Flächenanteile ist aufgrund der geringen Punktzahl und der damit verbundenen hohen statistischen Unsicherheit nur sehr bedingt zulässig (zur Illustration: eine Probefläche repräsentiert ca. 7500 ha Waldfläche).

Besser abgesicherte Flächendaten sind aus dem 40-mal dichteren Netz der Österreichischen Forstinventur ableitbar, sofern dort die entsprechenden Parameter erhoben wurden; meist liegen diese in etwas vereinfachter, zusammengefaßter, allerdings nicht immer voll kompatibler Form vor. Außerdem entsprechen diese Flächenangaben nicht streng dem WBS-Netz, da sich dieses über die gesamte Waldfläche erstreckt, die Forstinventur aber nur den Ertragswald - ohne Schutzwald außer Ertrag und Holzboden außer Ertrag - erfaßt.

Aus Tabelle 1 und 1a geht hervor, daß die wichtigsten Böden und Bodengruppen zu ihrer weiteren Beurteilung ausreichend mit Probeflächen besetzt sind. Die Verteilung stimmt dabei recht gut mit den von der Österr. Forstinventur ermittelten Flächenanteilen überein.

Lediglich die Gruppe "Silikatrohoden und Ranker" ist mit 11 Flächen (d.s. 2,1% aller Probeflächen) beim WBS merklich stärker vertreten; diese sind offensichtlich auf die von der Forstinventur nicht erhobenen Hochlagenstandorte im Schutzwald außer Ertrag konzentriert.

Diese und alle anderen Abweichungen der Verteilung nach WBS und Forstinventur liegen jedoch im Bereich der zu erwartenden Streubreite. Abb. 7 gibt die prozentuellen Anteile der Bodenformen an den Betriebsklassen nach der Österr. Forstinventur wieder.

Tab.1: Erhobene Bodenformen

Anzahl der WBZI-Probeflächen und Flächenanteil am Ertragswald nach Öst. Forstinv.
1971-80 (Bundesgebiet, ha)

Code	Bodenform	Probefl.	HWW	S.i.E	AW	ges.EW
01	Ranker	11	4600	4400	100	9100
02	Magere Felsbraunerde	72	304200	7800	7200	319100
03	Eutrophe Felsbraunerde	80	318100	23100	4200	345400
04	Semipodsol	77	670600	73000	0	743600
05	Klimabed. Podsol	12	78500	38800	0	117300
06	Substratbed. Podsol	8	52800	900	0	53800
08	Leichte Lockersed.-BrE	13	91300	800	7400	99400
09	Bindige Lockersed.-BrE	21	78300	1100	700	80100
10	Löß-Braunerde	3	40100	0	20800	60800 *)
11	Parabraunerde	2	3300	0	0	3300 **)
12	Pseudogley a.Festgestein	12	102100	2000	0	104200
13.1	Pseudogley a. Löß	1	23300	0	1500	24900
13.0	Pseudogley sonst.Lockers.	18				
14	Stagnogley	3	135100	600	2600	138400
15	Hangpseudogley u.-gley	17	43700	4600	0	48300
16	Silik.Braunlehm,Rotlehm	4	54700	0	5900	60700
17	Tschernosem	0	1800	0	9900	11800
18.0	Rendsina	47	239400	85000	2500	326900
18.1	Pararendsina	3				
18.2	O-C-Boden auf Kalk	3				
19	Mischböden	35	226800	35500	2100	264400
20	Terra fusca	53	217000	20100	1100	238200
21	Grundwassergley	6	21300	200	400	21900
22	Schwemmböden (Bachau)	2	18200	900	3200	22200
24	Grauer Auboden	2				
25	Brauner Auboden	6	15900	0	23700	39600
26	Anmoor	1	25300	1400	700	27400
27	Niedermoor	0	800	0	0	800
28	Hochmoor	0	2800	500	0	3300
30	Deponien	2				
Gesamt (ohne Rundungsfehler)		514	2770100	300700	94000	3164800

*) bei Forstinventur: incl. Löß-Parabraunerde

**) bei Forstinventur: ohne Löß-Parabraunerde

Erläuterungen: HWW = Hochwald-Wirtschaftswald, S.i.E = Schutzwald im Ertrag,

AW = Ausschlagwald, EW = Gesamt-Ertragswald.

Gesamt-Ertragswald-Fläche nach Forstinventur 1971-80: 3,164.800 ha

(im Schutzwald außer Ertrag und Holzboden außer Ertrag hat die Forstinventur keine Standortsmarkmale erhoben).

Gesamt-Waldfläche (incl. Schutzwald a. E. und Holzbod. a. E.) 3,754.000 ha

(nach Forstinventur 1971-80)

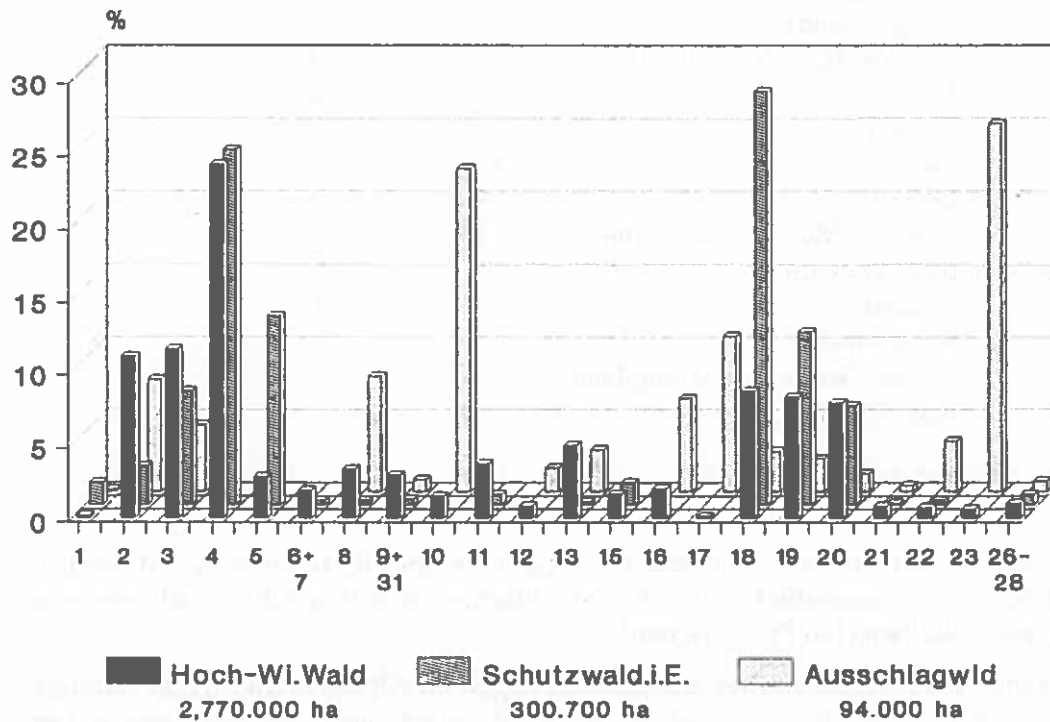
Tab. 1a: Bodenformen- Gruppen

Anzahl der WBZI-Probeflächen und Flächen im Ertragswald nach Österr.Forstinventur 1971-80 (Bundesgebiet, ha)

zugehörige Bodentypen	Bodengruppe	Anzahl d. Probefl.	HWW ha	S.i.E. ha	AW ha	ges.EW ha
1	Ranker	11	4600	4400	100	9100
2+8	Magere Braunerde	85	395500	8600	14500	418600
3+9+10+11	eutrophe Braunerde	106	439800	24200	25700	489700
4	Semipodsol	77	670600	73000	0	743600
5+6	Podsol	20	131300	39700	0	171000
12-15+21	Pseudogley+Gley	57	325500	7400	4500	337400
16	Silikat.Braunlehm	4	547000	0	5900	60600
18	Rendsina	47	239400	85000	2500	326900
19	Mischböden	35	226800	35500	2100	264400
20	Terra fusca	53	217000	20100	1100	238200
	sonstige	19	64900	2800	37600	105300
Zusammen		514	2770100	300700	94000	3164800

Erläuterungen : siehe Tabelle 1

Abbildung 7: Relativer Anteil der Bodenformen an den Waldflächen der Betriebsarten in % (Bundesgebiet, Österr. Forstinventur)



Unter allen Böden überwiegt zahlenmäßig die Serie Felsbraunerde - Semipodsol - Podsol, was aufgrund des hohen Flächenanteils der silikatischen Zentralalpen und der Böhmisches Masse am Waldgebiet Österreichs nicht überrascht. Der Anteil der Podsole blieb dabei mit 20 Probeflächen etwas hinter dem Flächenanteil nach der Österr. Forstinventur (4 % gegenüber 5%) zurück. Kalkgesteinsböden nehmen mit 141 Probeflächen immerhin 27% des Waldes ein (Forstinventur: 26% Ertragswald). Pseudogleye (51 Flächen) finden sich vor allem auf Flysch, Werfener Schichten und tonreichen Substraten des tertiären Hügellandes und des Alpenvorlandes.

Aus Tabelle 2 ist die Verteilung der Probeflächen auf die geologischen Großeinheiten zu entnehmen. Eine entsprechende Erhebung der Forstinventur fehlt.

Tabelle 2: Verteilung der Probeflächen auf geologische Großeinheiten

Code	Grundgestein	N	N
1	Granit insg.	29	
1.2	davon grobkörnig, arm		14
1.3	feinkörnig		9
2	Gneise, Glimmerschiefer	215	
2.1	davon reich (u.a. Amphibolit)		37
2.2	intermediär		116
2.3	arm (mit höherem Quarzanteil)		31
3	Sandsteine, Phyllit, Mergel etc.	36	
3.1	davon Quarzit, armer Sandstein		2
3.2	toniger Sandstein (u.a. Werfener Schichten)		23
3.4	Kalkschiefer u. -Sandsteine		4
3.5	Mergel		
4.1	Kalk	131	
4.2	Dolomit	15	
6	Schotter, Moräne, Konglomerate	48	
6.1-6.3	davon Schotter		35
6.4	Moräne		11
6.5	Konglomerat		2
7	Stäube, Sande, Tone, Löß, Lehm	8	
9	Ausedimente	9	

von 514 Probeflächen.

Es überwiegen Schiefer und Gneise der Zentralalpen und der Böhmisches Masse (215 Probeflächen), ein wesentlicher Teil der Probeflächen entfällt auf die nördlichen bzw. südlichen Kalkalpen (146 Probeflächen).

Die meisten der 35 Probeflächen auf Schotter liegen im Alpenvorland (Ager-Traungebiet) konzentriert. Relativ gering ist die Anzahl der aus feinen Lockersedimenten hervorgegangenen Böden mit 8 Probeflächen, da diese ertragreichen Standorte im allgemeinen unter landwirtschaftlicher Kultur stehen.

Tabelle 3 und Abb. 8 zeigen die Verteilung der Probeflächen auf die wichtigsten Bodentypengruppen und die klimatischen Höhenstufen.

Tab. 3: Verteilung der Bodentypengruppen auf klimatische Höhenstufen (Anzahl d. Probeflächen)

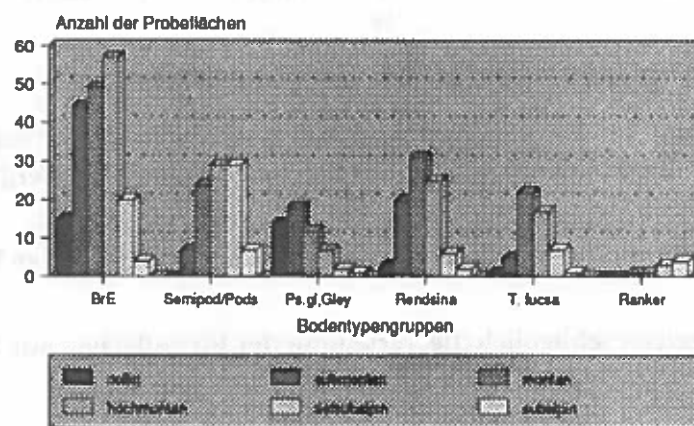
	collin- planar	sub- montan	tief/mittel montan	hoch- montan	tief subalpin	hoch	Sum- me
Ranker	0	0	1	1	4	5	11
Braunerden	13	46	50	57	20	5	191
Semipodsol/ Podsol	0	8	24	29	29	7	97
Pseudogley/ Gley	10	18	17	7	4	1	57
Rendsina i. weit. S.	1	6	34	39	6	2	88
Terra fusca	1	5	22	17	7	1	53
Sonstige	6	5	2	2	1	1	17
Zusammen	31	88	150	152	71	22	514

Die Verteilung der Probeflächen auf Vegetationstypen (Tabelle 4) zeigt deutliche Schwerpunkte bei den Vergrasungen und Astmoos- Heidelbeere-Drahtschmiele-Typen.

Die Untergruppe des üppigen AHD-Typs, die auf Degradation, Plünderwirtschaft und Verjüngungshemmung durch Heidelbeere hinweist, ist mit 23 Flächen stark besetzt (fast 5% aller Probeflächen !)

Abbildung 8:

Verteilung der Bodentypengruppen auf klimatische Höhenstufen



Tab.4: Erhobene Vegetationstypen: Anzahl der WBZI-Probeflächen und Flächen im Ertragswald nach Österr. Forstinventur 1971-1980 (Bundesgebiet, ha)

Code	Vegetationstyp	Probefl. (Anzahl)	HWW ha	S.i.E. ha	AW ha	ges.EW ha
01	Schattenkräuter	63	273300	20700	6200	300100
02	mäßig frische Kräuter	54	163100	25100	10700	198900
03	wärmeliebende Kräuter	10	58800	1100	29600	89400
04	Sauerkleotyp	99	760100	52300	0	812300
05	Astm.Heidelb.Ds.insges.	121	711700	64600	1000	777300
05.1	Hoher AHD	23	160100	30600	0	190700
05.2	Niedriger AHD	62	515700	33000	0	548800
05.4	Drahtschmieletyp	7	19700	200	400	20300
05.3	Adlerfarn-Heidelb.	4				
05.9	sonstige Heidelb.Typen	25	16200	800	600	17500
06	Heidelbeer-Preiselbeer	6	12800	2200	0	15100
07	Besenheide	1	12800	0	400	13200
08	Torfmoos	6	17500	1000	100	18600
09	Kalklichtkräuter	5	15200	9500	0	24700
10	Vergrasungen insges.	64	423400	61800	14300	499500
10.1	Drahtschmiele	4				
10.2	Wollreitgras	3				
10.4	Sandreitgras	3				
10.7	Buntreitgras	10				
10.6	Weißsegge	3				
10.8	Wimbernsegge	3				
10.9	sonstige u. allg.	38				
11	Verhagerungstyp	1	9000	1000	0	10000
13	Subalpine Zwergstr.	14	1700	11300	0	12900
14	Erika-Typ	4	19100	11600	0	30700
15	Weide-Typ	12	50900	22100	200	73200
16	Primärveget.a.Extr.-StO	6	1100	800	0	1800
17	Naßgallen	1	23800	1300	200	25300
18	Hochstauden	23	202200	14400	8900	225500
19	Auwaldtypen	9	13700	0	22600	36300
20	nudum	14				

Erläuterungen : siehe Tabelle 1

Auch die hohe Anzahl der Vergrasungstypen läßt zumindest lokale Verjüngungsschwierigkeiten (v.a. durch Calamagrostis-, weniger durch Avenella-Vergrasung annehmen).

Die Zahl der Weidetypen (12 Probeflächen) weist auf die Bedeutung der Waldweide in Österreich.

Die Tabellen 5 bis 7 zeigen schließlich die Verteilung der Probeflächen auf Relief, Bodengründigkeit und Wasserhaushaltsstufen.

Tabelle 5: Verteilung der Probeflächen auf Reliefformengruppen:

Reliefform	N
Ebene, Verebnung	34
Talboden, Mulde,	28
Wanne, Graben	
Terrasse, Hangverebnung	24
Platte, Kuppe, Rücken, Riedel	44
Oberhang	42
Mittelhang	310
Unterhang, Hangfuß	21
Hangversteilung	2
Schwemmkegel/-fächer	5

Tabelle 6: Verteilung der Probeflächen auf Bodengründigkeitsstufen

Gründigkeitsstufe	N
sehr flachgründig (< 15 cm)	12
flachgründig (15-30 cm)	22
mittelgründig (31-60 cm)	124
tiefgründig (61-120 cm)	251
sehr tiefgründig(> 120 cm)	101

Tabelle 7: Verteilung der Probeflächen auf Wasserhaushaltsstufen

Wasserhaushaltsstufe	N
trocken	3
mäßig trocken	30
mäßig frisch	148
frisch	270
sehr frisch	45
feucht	14

3.2 Bodenversauerung

Der fortschreitenden Versauerung von Waldböden wird vor allem im Zusammenhang mit den "neuartigen Walderkrankungen" Aufmerksamkeit geschenkt. Ein tatsächlicher Trend zur pH-Absenkung in Waldböden während der letzten Dezennien wurde in Österreich von STÖHR et al.(1984) nachgewiesen. Der pH-Wert ist der in negativ dekadisch logarithmischer Skala angegebene Gehalt an H^+ -Ionen in einer Lösung und damit Maß für die Säurekonzentration.

Bodenversauerung ist als Verringerung der Neutralisationskapazität definiert (van BREEMEN et al. 1984). Eine Abnahme des pH- Wertes ist damit nur lose oder zumindest nicht linear gekoppelt. Die Säurebelastung kann daher nicht allein und unmittelbar vom pH-Wert abgeleitet werden. Bodenversauerung bedeutet Verlust an basischen Nährionen und an Pufferkapazität (siehe weiter unten), (z.T. toxische) Erhöhung der Al- und Fe-Konzentrationen in der Bodenlösung und bei höherem Säuregrad deren Auswaschung in das Grundwasser.

3.2.1 Quellen der Säurebelastung

Säurebelastung kann direkt aus dem Eintrag von H^+ -Ionen oder indirekt über säureproduzierende Substanzen erfolgen.

In unserem Klimagebiet ist eine gewisse Bodenversauerung Teil der natürlichen Bodenentwicklung und ein wesentlicher Motor der chemischen Gesteinsverwitterung. Die natürliche Säurezufuhr stammt aus dem CO_2 der Luft und der Wurzelatmung, bzw. aus der Biomasseproduktion: Zu deren Aufbau werden basische Kationen (K, Mg, Ca) aus dem Boden aufgenommen und gegen H^+ -Ionen der organischen Säuren getauscht. Im Auf- und Abbau von organischer Substanz stellt sich ein dynamisches Gleichgewicht ein. Bei Entzug von Biomasse (Ernte, Streunutzung etc.) oder Akkumulation von unzersetzter organischer Substanz (z.B. Auflagehumus) werden jedoch Basen aus dem Kreislauf entzogen, die Bilanz an basischen Kationen wird negativ, wodurch Versauerung eintritt. Auch Nitrifizierung von Humus und Oxidation bei Austrocknung staunasser Böden bedeuten temporäre Säureschübe.

Als weitere, meist anthropogene Faktoren kommen hinzu:

- saure Depositionen (saure Niederschläge - H_2SO_4 , HNO_3 , HCl)
- Ammoniakeintrag aus der Landwirtschaft
- Trockenlegung vernäßter Böden (Oxidation)

Die Säurebelastung durch die genannten Faktoren bewegt sich in folgenden Größenordnungen (in kmol/ha.a, nach GLATZEL, 1988):

Bestandeswachstum	bis 1,3 *
Holzernte ohne Rinde	0,4 **)
Vollbaumernte	1,4 **)
Energiewaldernte	2,0 - 5,0 **)
Streunutzung	4,0 - 6,0
NH_4 aus Landwirtschaft	bis 2,0
Säure-Depositionen	bis 1,2

*) in der Jugend bei Vermehrung des Blattflächen-Index

**) einmaliger Entzug aus den üblichen Erntezeiträumen auf Jahresraten umgerechnet

3.2.2 Säurepufferung

Wesentlich für die Abschätzung der Versauerungsgefährdung ist die Kenntnis des Bodenzustandes als Ausgangslage und der Pufferrate (Nachwitterung), welche die Säurezufuhr kompensiert. Im Durchschnitt liegt die Silikatverwitterung in unseren Breiten zwischen 0,2 - 1,2 kmol IEq/ha.a, (ULRICH et al, 1986) je nach Gestein: Quarzit liefert wenig, biotitreicher Gneis mehr Basen. Aber selbst der an sich unbegrenzt unter Basenabgabe lösliche Kalk benötigt dazu einen bestimmten Zeitraum; er kann zudem durch Humatkrusten an seiner Oberfläche auch völlig von der Verwitterung abge-

schirmt werden und extrem saure Humusböden tragen.

Während Holzernte (Derbholz ohne Rinde) allein somit durch Nachwitterung meist kompensiert werden kann, führt zusätzliche Säurebelastung durch andere Faktoren zu einer negativen Basenbilanz und Bodenversauerung.

Hohe Niederschläge, schwer zersetzbare Pflanzenreste (Nadelwald), große Seehöhe, leichte Bodenart und Seichtgründigkeit des Bodens erhöhen die Empfindlichkeit gegen Versauerung.

Wichtige Kennziffern für den Ausgangszustand sind die Kationen-Austauschkapazität (KAK) und die Basensättigung (=V-Wert), das ist der Anteil basischer Kationen am gesamten Ionenbelag. In gewissen Grenzen sind diese Parameter für die einzelnen Bodentypen spezifisch, d.h. Bodentypen sind in unterschiedlichem Maße durch Versauerung gefährdet.

Pufferbereiche:

Der Boden hat die Fähigkeit, bis zu einem gewissen Grad hinzukommende Säuren zu neutralisieren (abzupuffern). Daran sind eine Reihe von chemischen Reaktionen beteiligt, die jeweils bei einem spezifischen pH-Bereich wirksam werden. Folgende Bereiche werden unterschieden (ULRICH 1983):

- **Karbonatpufferbereich (pH >6,2):** In karbonathaltigen Böden wird die einwirkende Säure durch Lösung und Auswaschung von Kalziumkarbonat neutralisiert, was auf Grund der großen Kalkvorräte der meisten Karbonatböden zu keiner wesentlichen pH-Wert-Änderung führt.
- **Silikatpufferbereich (pH 6,2-5,0):** Die Säurepufferung erfolgt durch Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Ionen aus Silikaten im Zuge der chemischen Verwitterung von Primärmineralien. Es kommt zur Neubildung von Tonmineralen, die die freiwerdenden Kationen sofort wieder binden. Die Nährstoffauswaschung ist daher gering. Der Vorrat an verwitterbaren Silikatmineralien ist meist sehr groß, die Rate der Verwitterung ist jedoch aus kinetischen Gründen begrenzt (siehe unten).
- **Austauscherpufferbereich (pH 5-4,2):** Kolloidale Substanzen im Boden, vor allem Tonmineralien und Humus, wirken als Kationenaustauscher. Daran gebundene Kationen wie Ca^{++} , Mg^{++} , K^{+} werden durch Säureprotonen ersetzt und ausgewaschen. Zudem werden in diesem pH-Bereich Säuren durch Freisetzung von Aluminiumhydroxid aus Tonmineralen gepuffert, welches seinerseits Austauschplätze besetzt.
- **Aluminium- und Aluminium/Eisen-Pufferbereich: (pH 4,2-3,2)** Bei der Säurepufferung werden potentiell toxische Al^{3+} -Ionen aus Tonmineralen freigesetzt.
- **Eisenpufferbereich: (pH <3,2)** Säuren werden durch Auflösung von Eisenoxid gepuffert.

Neben diesem chemischen Gleichgewichtsmodell muß natürlich auch die Pufferrate berücksichtigt werden, das heißt das Tempo der Pufferreaktion. So sind selbst in stark sauren Böden meist noch immer ausreichend silikatische Mineralien enthalten, die noch nicht von der Verwitterung aufgezehrt worden sind. Auch auf Kalk können saure Auflagen auftreten, nämlich dann, wenn die Kalklösung - etwa durch Humatkrusten auf massivem Kalkfels - nicht rasch genug fortschreiten kann.

Säurebelastung führt erst dann zu einer deutlichen pH-Wert-Absenkung, wenn die Pufferkapazität des jeweiligen Pufferbereiches erschöpft ist oder die Pufferrate überschritten wird. Der pH-Wert des Bodens sinkt dann relativ rasch auf das Niveau des darunter anschließenden Pufferbereiches.

Nach ULRICH (1983) gilt somit ein pH-Wert (in CaCl_2) von 4.2 als kritischer Grenzwert zum Al-Pufferbereich, unterhalb welchem toxische Al-Ionen freigesetzt werden.

Die dem Modell von ULRICH zugrunde liegenden Beziehungen zu den neuartigen Walderkrankungen bestehen jedoch nicht uneingeschränkt. Waldschädigungen sind auch bei höheren pH-Werten möglich. Andererseits müssen selbst extrem saure Böden nicht unbedingt phytotoxisch wirken. In kühl-feuchten Hochlagen bzw. auf basenarmen Silikatgesteinen haben sich auch ohne sekundäre Einwirkungen sehr stark saure Böden entwickelt. Die natürliche Vegetation, etwa die subalpinen Fichtenwälder, hat sich im Laufe ihrer Entwicklung an diese Bedingungen angepaßt und zeigt keinerlei Schädigungen und beste Wuchsleistung.

Eher sind Veränderungen des Säurerhaushaltes in kürzeren Zeiträumen und damit verbundene Änderungen im Boden problematisch. Wichtig ist daher, die Empfindlichkeit (Labilität) der Böden zum heutigen Zeitpunkt gegenüber weiterer Versauerung abzuschätzen.

Während Böden im Karbonat- und Silikatpufferbereich ebenso wie jene im Al- und Fe-Bereich über ein weites Pufferreservoir verfügen, ist dieses im Austauschbereich gering. Böden im pH-Bereich 4,2 bis 5,0 sind daher besonders labil, insbesondere dann, wenn dieses Reservoir bereits weitgehend erschöpft ist, d.h. die Basensättigung gering (V-Wert < 10 %) ist.

Tatsächlich hat die in den letzten Dezennien beobachtete Versauerungstendenz gerade Böden in diesem pH-Bereich erfaßt.

Ein weiteres Indiz aktueller Versauerungsgefährdung könnte ein steiler, vertikaler pH-Gradient im Mineralboden sein, der nämlich auf eine fortschreitende "Versauerungsfront" in die Tiefe schließen läßt - insbesondere dann, wenn dies nicht dem morphologischen Profilaspekt entspricht (also z.B. saure Horizonte in eutropher Braunerde, nicht aber in Podsol).

3.2.3 Ergebnisse

3.2.3.1 pH-Werte

Die pH-Werte liegen bereits für das gesamte Bundesgebiet vor.

Grundsätzlich stehen zwei pH-Messungen zur Verfügung: eine in 0,01 molarer CaCl_2 -Lösung und eine in Wasser.

Der pH-Wert in Wasser kommt der aktuellen Acidität der Bodenlösung nahe. Er ist stets höher als jener der Salzlösung. Die Differenz zwischen beiden bilden die zusätzlich gegen das Ca der CaCl_2 -Lösung vom Sorptionskomplex austauschbaren H-Ionen, also gewissermaßen eine zusätzlich verfügbare "potentielle" Säure. Der pH-Wert in CaCl_2 gibt daher bessere Hinweise auf einen gesamten "Säurevorrat".

Im Vergleich zu Ackerböden sind Waldböden meist wesentlich saurer, besonders im Oberboden, wenn säurebildender Bestandesabfall (Koniferen, Zwergsträucher) überwiegt. Dies deshalb, weil hier keine laufende Durchmischung und Aufdüngung wie im Ackerboden stattfindet, aber auch weil gerade die sauren, wenig produktiven Böden im Zuge der Besiedlung und Landnahme dem Wald verblieben sind.

Die bundesweit im Grundnetz gemessenen pH-Werte liegen zwischen 3,3 und 8,5 gemessen in Wasser, bzw. 2,7 und 8,0 gemessen in CaCl_2 . Die tiefsten Werte wurden dabei in der Humusaufgabe gefunden, die höchsten erwartungsgemäß im Unterboden. Das Mittel über alle Probeflächen beträgt für die einzelnen Tiefenstufen:

	pH (CaCl_2)	pH (H_2O)
Auflage	4.35	4.85
0- 10 cm	4.62	5.07
10-20 cm	4.92	5.34
20-30 cm	5.11	5.53
30-50 cm	5.26	5.71

Angesichts der Vielfalt an Böden und der naturgemäß weiten Bandbreite der konkreten Einzelwerte haben diese Ziffern natürlich nur fiktive Bedeutung.

57% aller untersuchten Mineralböden sind zumindest in einer Tiefenstufe saurer als pH 4,2 (in CaCl_2), liegen also im Al- bzw. Al/Fe- Pufferbereich. Es ist dies meist (54 %) die oberste Tiefenstufe (0- 10 cm). Im Unterboden liegen hingegen nur 27 % in diesem Bereich.

Die Extremwerte der Humusaufgaben liegen noch tiefer als die sauersten Mineralbodenproben, ca. 20% unter pH 4,0, sonst ist die Hauptmenge eher etwas weniger sauer als der oberste Mineralboden, reicht aber auf neutralen Karbonatböden auch nur in wenigen Fällen über pH 6,4.

Wie für alle Analysendaten wurden auch für die pH-Werte zur weiteren Auswertung sogenannte Rangklassen berechnet. Darunter sind Wertbereiche zu verstehen, innerhalb welcher eine bestimmte, gleiche Anzahl der analysierten Proben zu liegen kommt. Die Teilung in 10 Rangklassen entspricht somit 10er- Perzentilstufen. Rangklasse 1 ist z.B. der pH-Bereich, innerhalb dessen 10% aller Proben mit den niedrigsten Werten liegen, mit anderen Worten das 10er-Perzentil. Es beträgt z.B. für Auflagehumus 2,65 bis 3,14 pH gemessen in CaCl_2 .

In Tabelle 8 sind die Rangklassen der pH-Werte (in H_2O und CaCl_2), in Tabelle 9 Mittel-, Median- und Extremwerte angeführt. Es ist zu beachten, daß die Rangklassen (Perzentile) für jede Tiefenstufe getrennt berechnet sind, die in der Tabelle übereinander stehenden Rangklassen-Grenzen daher nicht zu einem konkreten Profil gehören!

Unter den vielfältigen Böden spielen - wie die Datenübersicht zeigt - die Kalkböden eine Sonderrolle, mit scharf abgegrenzt von den anderen Böden abweichenden Werten bei vielen Parametern. Für weitere statistische Auswertungen mittels Rangklassen wurden daher zwei Gruppen gebildet: karbonatfreie und karbonathaltige Böden. In praxi entspricht das den Silikatböden einerseits und Kalkböden andererseits.

Die rechnerische Definition erfolgt dabei nach dem Vorkommen von CO₃ in zumindest einer Tiefenstufe des analysierten Bodenprofils. Böden mit Karbonat erst in Tiefen unter 50 cm fallen dadurch zur Silikatgruppe und bilden dort z.T. offensichtliche Ausreißer. Bei Durchsicht der einzelnen Bodenprofile wurden tatsächlich 3 Profile gefunden, die zwar den Bedingungen "kein Karbonatgehalt" entsprechen, jedoch auf Kalk liegen (2 davon sogar Rendsina!) und daher als Ausreißer aus der Gruppe Silikatböden auszuschneiden wären. In Tabelle 8 sind die Werte der höchsten Rangklasse mit und ohne diese (insgesamt 4) Ausreißer angeführt. An den übrigen Rangklassen - im sauren Bereich - tritt dadurch jedoch keine merkbare Änderung ein. Die Berücksichtigung dieser Ausreißer muß für die Rangklassenberechnung anderer Analysenparameter allerdings der definitiven (bundesweiten) Auswertung vorbehalten bleiben.

Tabelle 8: Rangklassen (= Perzentilen aller gemessenen pH-Werte)
(Erläuterungen im Text)

	Rangklasse											
Tiefenstufe cm	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	10 ohne Ausr.	
Gruppe karbonatfreier Böden												
pH in CaCl ₂												
Auflage	3,19	3,30	3,45	3,64	3,83	4,00	4,30	4,51	5,00	6,70	5,80	
0- 10	3,28	3,44	3,59	3,69	3,79	3,86	4,00	4,24	4,72	7,29	5,90	
10-20	3,68	3,80	3,90	4,00	4,06	4,14	4,27	4,44	4,83	7,20	6,00	
20-30	3,86	3,96	4,05	4,13	4,23	4,33	4,41	4,53	4,98	7,18	6,10	
30-50	3,97	4,07	4,20	4,27	4,37	4,45	4,56	4,71	5,40	7,20	6,20	
pH in H ₂ O												
Auflage	3,83	3,98	4,09	4,27	4,43	4,59	4,79	5,06	5,43	6,99		
0- 10	3,82	3,92	4,06	4,15	4,30	4,41	4,53	4,80	5,22	7,66		
10-20	4,11	4,22	4,32	4,45	4,54	4,66	4,83	5,02	5,33	7,49		
20-30	4,23	4,35	4,47	4,59	4,69	4,83	4,99	5,16	5,57	7,84		
30-50	4,30	4,43	4,59	4,73	4,86	5,00	5,14	5,38	5,92	7,92		
Gruppe karbonathaltiger Böden												
pH in CaCl ₂												
Auflage	4,14	4,51	4,81	5,02	5,20	5,40	5,70	6,00	6,40	7,09		
0- 10	5,09	5,77	6,46	6,68	6,84	7,01	7,16	7,20	7,30	7,59		
10-20	5,93	6,50	6,81	7,08	7,19	7,29	7,31	7,40	7,45	7,69		
20-30	6,64	6,94	7,10	7,20	7,30	7,34	7,40	7,49	7,56	7,81		
30-50	7,02	7,20	7,30	7,38	7,41	7,47	7,50	7,53	7,60	7,97		
pH in H ₂ O												
Auflage	4,70	5,03	5,28	5,41	5,64	5,81	6,01	6,31	6,78	7,43		
0- 10	5,50	6,08	6,79	6,96	7,16	7,30	7,43	7,53	7,70	8,02		
10-20	6,37	6,81	7,16	7,39	7,54	7,62	7,69	7,79	7,92	8,38		
20-30	7,11	7,32	7,52	7,60	7,68	7,75	7,87	7,96	8,06	8,48		
30-50	7,35	7,58	7,69	7,78	7,84	7,94	8,01	8,11	8,19	8,56		

Tabelle 9: Minima, Maxima, Mittelwerte und Mediane aller gemessenen pH-Werte)

Gruppe karbonatfreie Böden								
	pH CaCl ₂				pH H ₂ O			
	min	med	\bar{x}	max	min	med	\bar{x}	max
Auflage	2,65	3,83	3,96	6,70	3,30	4,43	4,53	6,99
0 -10	2,73	3,79	3,91	7,29	3,30	4,29	4,42	7,66
10-20	2,89	4,06	4,18	7,20	3,45	4,54	4,67	7,49
20-30	2,95	4,23	4,35	7,18	3,63	4,68	4,83	7,84
30-50	3,14	4,37	4,51	7,20	3,92	4,86	5,00	7,92

Gruppe karbonathältige Böden								
	pH CaCl ₂				pH H ₂ O			
	min	med	\bar{x}	max	min	med	\bar{x}	max
Auflage	3,20	5,20	5,21	7,09	3,92	5,64	5,66	7,43
0 -10	3,99	6,82	6,54	7,59	4,44	7,16	6,88	8,02
10-20	4,10	7,19	6,91	7,69	4,78	7,54	7,29	8,38
20-30	4,91	7,30	7,17	7,81	5,45	7,68	7,62	8,48
30-50	6,35	7,41	7,35	7,97	6,57	7,85	7,83	8,56

Die Silikatböden sind zum größten Teil stark sauer. Die Werte liegen zum überwiegenden Teil unter pH 5 (bzw. 5,5 bei Messung in Wasser). 70% sind in den obersten 10 cm Mineralboden saurer als pH 4,2 (in CaCl₂), 40% noch im Unterboden (30-50 cm).

Median- und Mittelwert der karbonatfreien Böden betragen im Oberboden 3,8 und 3,9, im Unterboden 4,3 und 4,5 (Tab.9).

Auch der pH-Wert im Wasserauszug liegt noch bei über 40% der Oberböden unter pH 4,2; im Unterboden wird dieser Wert jedoch nur von wenigen Proben unterschritten.

Der Median liegt stets unter dem arithmetischen Mittel; d. h. die Verteilung der Werte ist linksschief, zumal die Mittelwerte durch die erwähnten Ausreißer mit hohen pH-Werten nach oben verfälscht werden. Nach Eliminieren dieser Ausreißer beträgt der Maximalwert im Oberboden nur mehr pH 5,9. Die Linksschiefe bleibt aber auch dann noch erhalten, die errechnete Standardabweichung ist daher nur bedingt gültig.

Die niedrigsten pH-Werte in Wasser weist stets der oberste Mineralboden auf; sie liegen deutlich unter jenen des Auflagehumus. Bei den in CaCl₂ gemessenen pH-Werten ist dieser Profilverlauf weniger ausgeprägt, aber ebenfalls erkennbar.

Die Gruppe der karbonathältigen Böden liegt im Unterboden durchwegs im Neutralbereich und darüber (gemessen in CaCl₂ pH 6,35 bis 7,97, in Wasser 6,57 bis 8,50). Der Oberboden ist nur zum Teil schwach sauer: 20% der Werte liegen unter pH 5,7 bzw. 5,9. Nur einzelne Profile sind in den obersten 10 cm auch stark sauer.

Die Humusaufgabe kann jedoch auch auf Kalkböden durchaus stark sauer sein. 30% der Auflagen sind saurer als pH 5,0 (CaCl₂).

Tab. 10 und Abb. 9 zeigen die Verteilung aller Bodenproben, getrennt nach Tiefenstufen, auf ökologisch relevante pH-Stufen (Pufferbereiche) aufgetragen, und zwar gemessen in CaCl₂-Lösung und Wasser. Da nicht alle Böden Auflagehumus tragen bzw. bis 50 cm Tiefe reichen, ist die Gesamtzahl der Proben für jede Stufe unterschiedlich! Um diese Unterschiede auszugleichen, ist in Abb. 9a die Verteilung innerhalb der Tiefenstufen in Relativ-% dargestellt.

Abbildung 9: Verteilung der Böden auf pH-Bereiche.

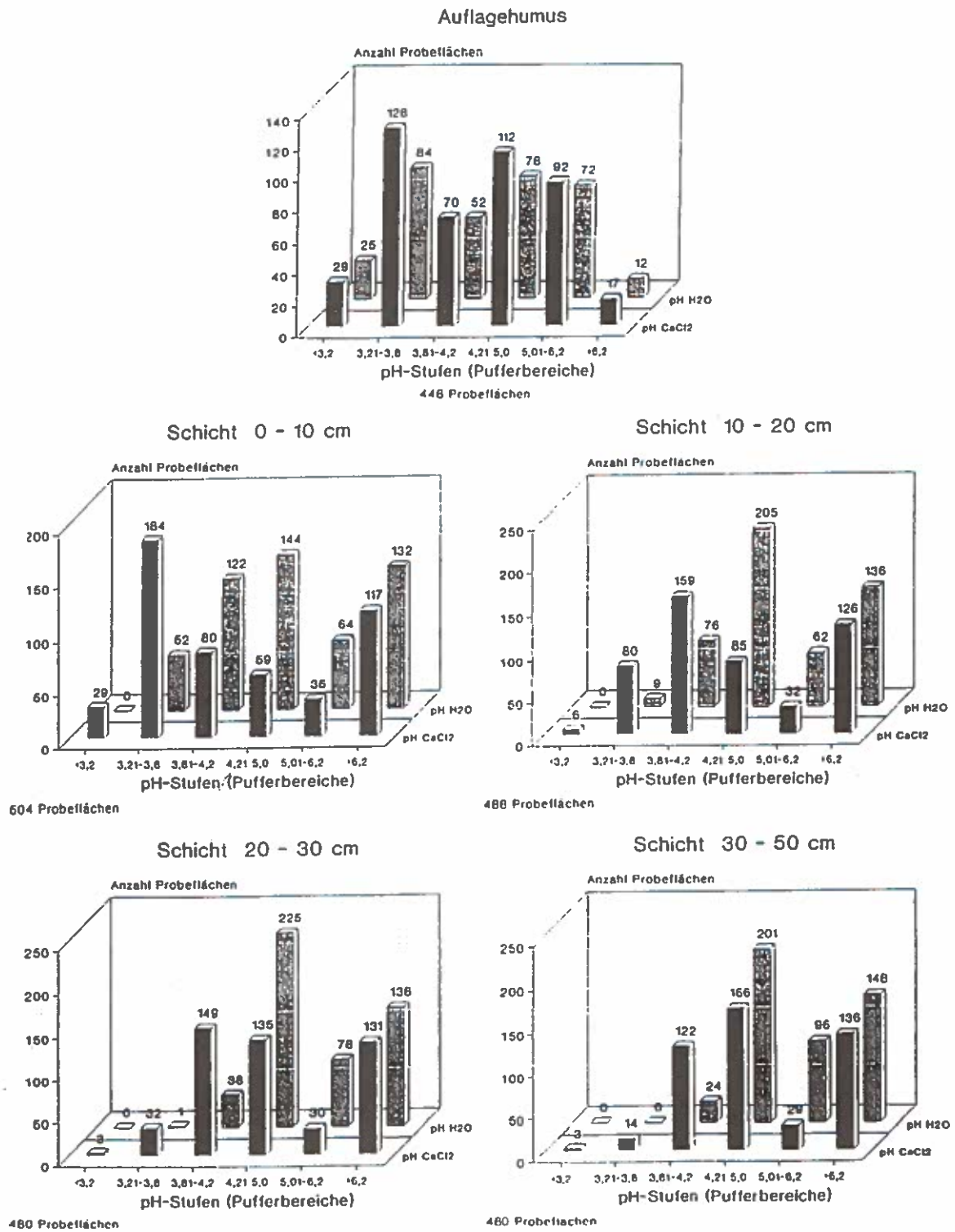


Abbildung 9a:

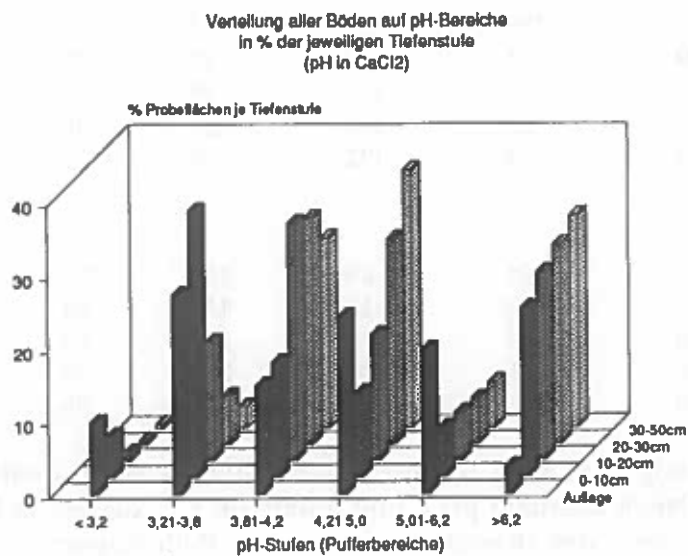
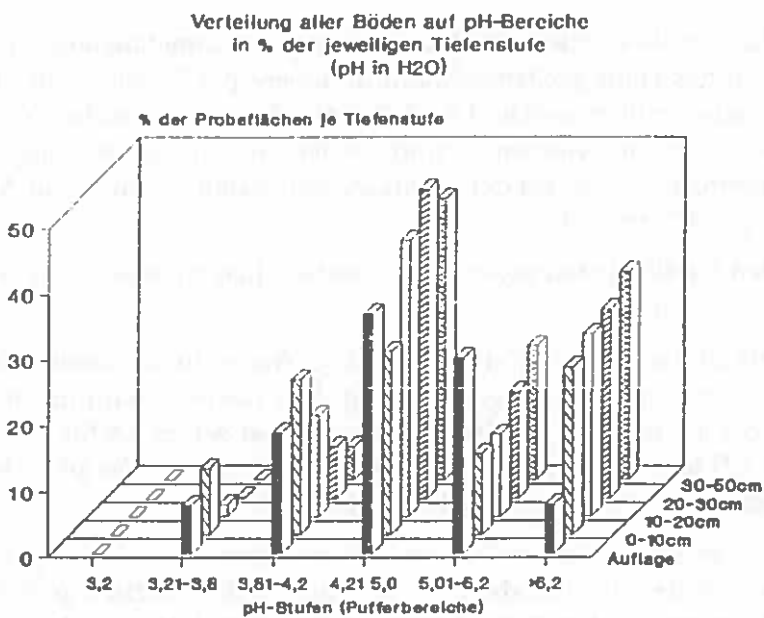


Abbildung 9b:



Tab.10: Häufigkeitsverteilung aller gemessenen Bodenproben auf pH- Stufen, getrennt nach Tiefenstufen.

	<3,2	3,2-3,8	3,81-4,2	4,21-5,0	5,01-6,2	>6,2
pH (CaCl ₂)						
Aufl.	45	126	69	112	91	17
0-10	29	184	80	59	35	117
10-20	6	80	159	85	32	126
20-30	3	32	149	135	30	131
30-50	3	14	122	166	29	136
pH in H ₂ O						
Aufl.	0	34	85	168	137	35
0-10	0	52	122	144	64	132
10-20	0	9	76	205	62	136
20-30	0	1	38	225	78	138
30-50	0	0	24	201	96	148

Die Häufigkeitsverteilung ist in allen Tiefenstufen des Mineralbodens deutlich zweigipflig: Die Maxima liegen oberhalb pH 6 und unterhalb 4,2, das ist im Karbonat- und im Fe-Al-Pufferbereich, den Bereichen relativ hoher Pufferkapazität. In beiden sind für eine Absenkung des pH-Wertes sehr große Säuremengen erforderlich.

Überraschend gering besetzt ist der Silikatpufferbereich, der ja wegen seines großen Pools sehr stabil sein sollte: offenbar gibt es nur wenige - karbonatfreie - Silikatböden, die noch nicht stärker ausgewittert und zumindest beginnend versauert sind. Dieser Umstand entspricht wohl den klimatischen-geomorphologischen Entwicklungsbedingungen unserer Waldböden. Nur unreife, junge Hangkolluvien vermögen offensichtlich mit ausreichender Geschwindigkeit verwitternde Primärminerale nachzuliefern.

Deutlich erkennbar ist die vertikale Differenzierung: Mit zunehmender Tiefe im Boden verschiebt sich das Häufigkeitsmaximum in höhere pH-Bereiche. Im Oberboden ist auch der Austauschpufferbereich (4,2 - 5,0 pH) relativ weit erschöpft, das Maximum liegt im Fe-Al-Bereich zwischen 3,2 und 3,8 pH. Im Unterboden liegen hingegen nur 17 Punkte unterhalb pH 3,8, bei der Mehrzahl der Böden liegen sie im Austauschbereich zwischen pH 4,2 und 5,0.

Wenn dieser Tiefen-Gradient steil ist, kann mit Vorbehalten auf eine aktuelle Versauerung geschlossen werden.

Im Auflagehumus ist die Verteilung der pH (CaCl₂)-Werte ähnlich zweigipflig, doch haben hier die Pufferbereiche weniger Geltung. Das obere Maximum liegt jedoch schon zwischen pH 4,2 und 5,0, pH-Werte über 5,2 sind selten. Dafür sind tiefe Extremwerte (<pH 3,2) hier häufiger als im oberen Mineralboden. Die pH (H₂O)-Werte haben nur ein Maximum ebenfalls um pH 4,2 - 5,0.

Andererseits liegt bei sauren Mineralböden (insbesondere Podsol) der pH-Wert der Auflage oft höher als der des Oberbodens. Die durchschnittlichen pH- Werte der wichtigsten Bodentypen sind in Tab. 11 sowie Abb. 10 und 11 - wiederum getrennt nach Tiefenstufen-dargestellt. Die prozentuelle Häufigkeit von pH-Werten unter 4,2 in den Bodengruppen und Tiefenstufen ist in Abb. 12 aufgetragen. Abb. 13 und 14 zeigen die entsprechenden Werte für die Grenze pH <3,8 und den Bereich zwischen 4,2 und 5,0.

Tabelle 11: Mittlere pH-Werte einiger Bodentypen

	pH (CaCl ₂)				
	Auflage	0-10cm	10-20cm	20-30cm	30-50cm
eutr. Braunerde	4,46	4,43	4,70	4,90	4,97
arme Braunerde	4,05	4,03	4,32	4,45	4,64
Semipodsol ¹	3,49	3,58	3,96	4,16	4,29
Podsol	3,52	3,41	3,84	4,22	4,36
Terra fusca	4,73	5,58	6,04	6,42	6,79
Rendsina	5,22	6,69	7,07	7,23	7,27
T/R-Mischböden	5,20	6,58	6,99	7,14	7,36
Pseudogley/Gley	3,95	3,92	4,13	4,32	4,51

	pH (H ₂ O)				
	Auflage	0-10cm	10-20cm	20-30cm	30-50cm
eutr. Braunerde	4,87	4,91	5,18	5,38	5,55
arme Braunerde	4,64	4,54	4,80	4,92	5,06
Semipodsol	4,14	4,09	4,39	4,55	4,55
Podsol	4,20	4,03	4,43	4,76	4,94
Terra fusca	5,19	5,93	6,43	6,81	7,19
Rendsina	5,67	7,01	7,40	7,60	7,71
Mischboden	5,62	6,90	7,37	7,64	7,79
Pseudogley/Gley	4,52	4,41	4,70	4,84	5,07

Der Säurestatus des Bodens ist relativ eng an den Bodentyp gebunden. Erwartungsgemäß sind die Podsole und Semipodsole am sauersten, und zwar in allen Tiefenstufen und insbesondere hinsichtlich der "potentiellen Säure" (pH in CaCl₂).

Die mit Abstand niedrigsten pH-Werte - mit pH 3,4 bis 3,6 tief im Al/Fe-Pufferbereich - finden sich in den Humusaufgaben und Oberböden der Podsole und Semipodsole - entsprechend den Rohhumus- und Auswaschungshorizonten, welche für diese Bodentypen charakteristisch sind. Fast alle Oberböden (0 - 10 cm) sind saurer als pH 4,2 (Abb. 10); auch die mittleren pH (H₂O)-Werte liegen um 4,0. Diese Bodenprofile haben sich während langer Zeiträume entwickelt und sind für saures Kristallingestein und/oder hochmontan-subalpine Nadelwälder, wo sie ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, charakteristisch. Solche Podsolprofile sind in vergleichbaren Breiten Kanadas auch unter natürlichen Laubmischwäldern auf Granit verbreitet. Ihre niedrigen pH-Werte sind sicherlich nicht ein Ergebnis jüngster Einflüsse oder Veränderungen.

Die nach Geländebefund (und Vegetation) als "mager" eingestufte Braunerde ist im Mittel nicht wesentlich saurer als die "eutrophe", basenreiche Braunerde. Der Unterschied bewegt sich aber im Oberboden gerade um die bodenchemisch bedeutsame pH 4,2-Schwelle! Deutlicher wird der Unterschied in Abb. 11 durch die Häufigkeit der Proben unter pH 4,2. Die Abstufung in der Reihenfolge eutrophe Braunerde - magere Braunerde - Semipodsol - Podsol ist lehrbuchhaft!

Erwartungsgemäß liegen die Kalk-Böden (Rendsina - Rendsina/ Braunlehm- Mischböden) durchwegs im Bereich über pH 6,2 - einer Versauerung steht hier ein nahezu unerschöpflicher Puffer-Vorrat entgegen. Lediglich die Auflagen sind von diesem Karbonateinfluß abgekoppelt und können je nach Humusqualität auch stark sauer sein; auf fast 5 % der Rendsina-Probeflächen hat aber sogar der oberste mineralische Humushorizont noch pH-Werte unter 4,2!

Abbildung 10:

pH (CaCl₂) Mittelwerte
über Bodentypen und Tiefenstufen

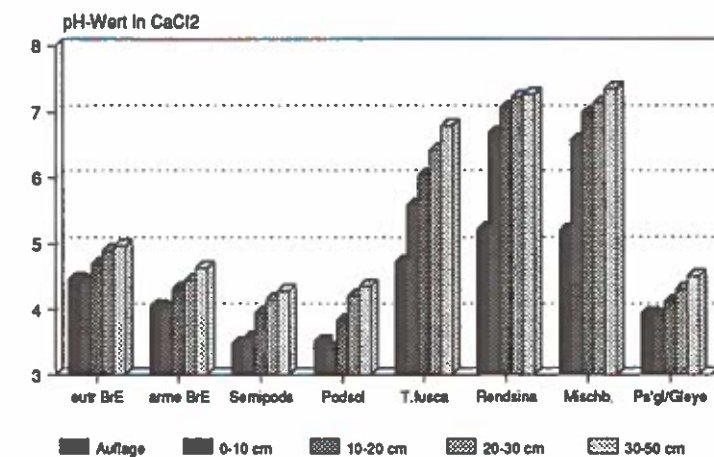


Abbildung 11:

pH (H₂O) Mittelwerte
für Bodentypen und Tiefenstufen

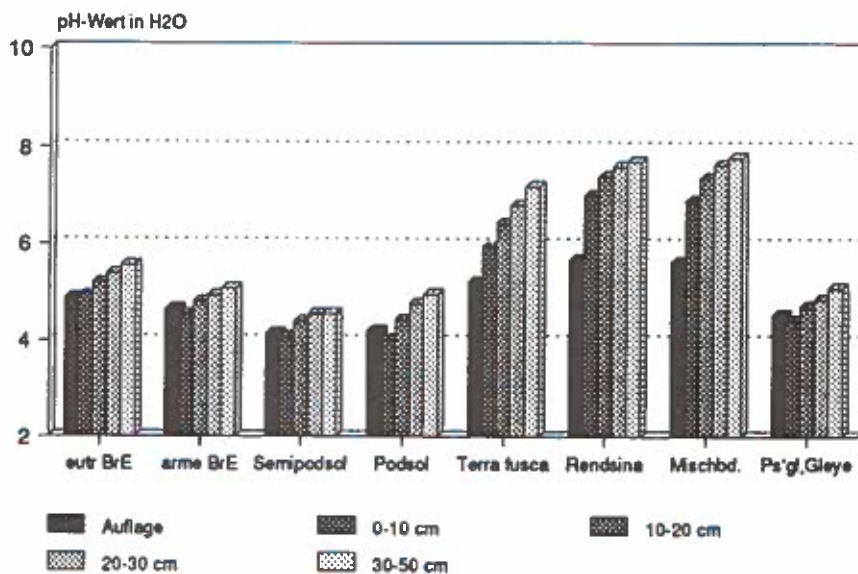
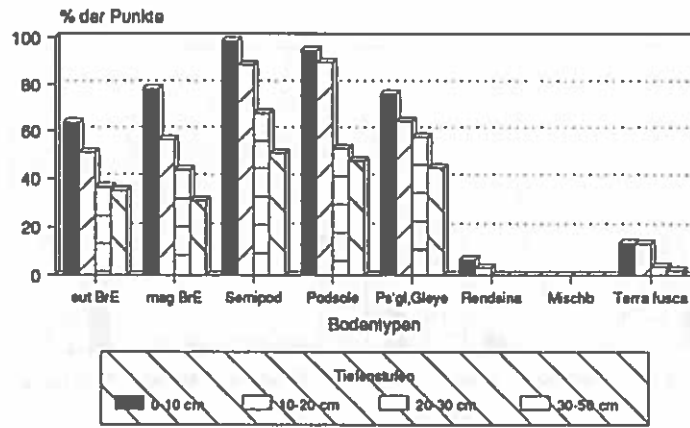


Abbildung 12:

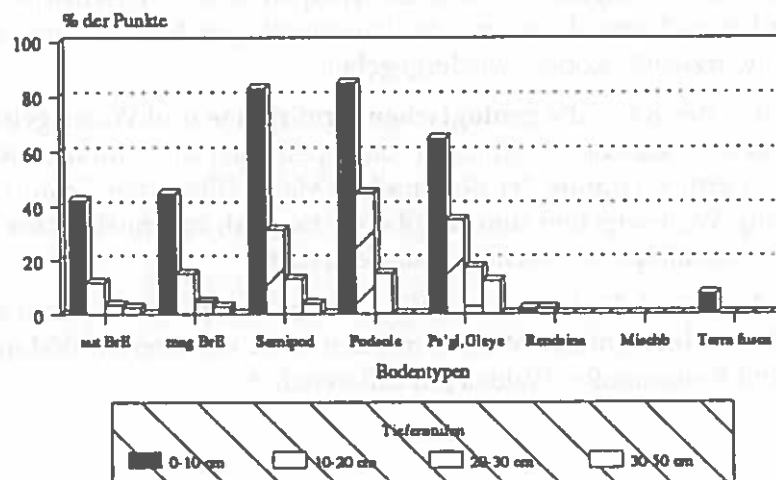
Prozentanteil der Flächen mit pH(CaCl₂)
kleiner gleich 4.2 über Tiefenstufen u.
Bodentypen



514 Probeflächen, Österreich Ost + Sbg

Abbildung 13:

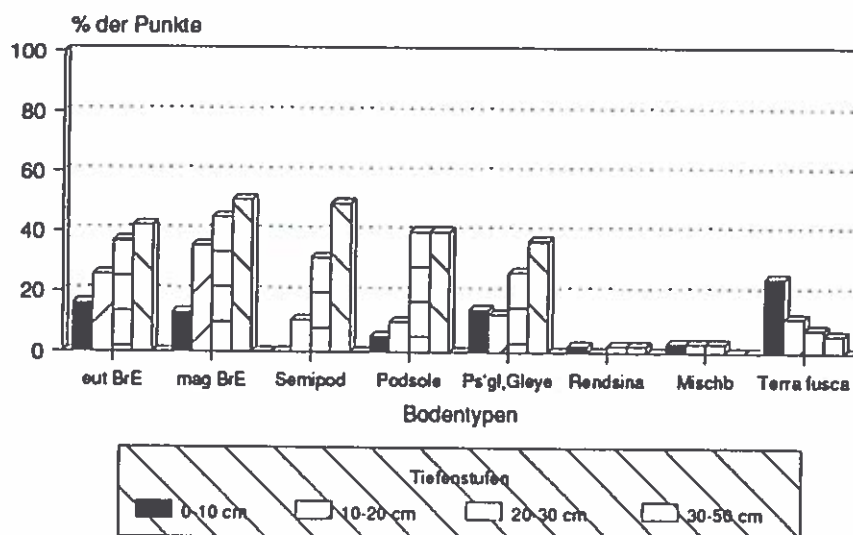
Prozentanteil der Flächen mit pH(CaCl₂)
kleiner gleich 3.8 über Tiefenstufen u.
Bodentypen



514 Probeflächen, Österreich Ost + Sbg

Abbildung 14:

Prozentanteil der Flächen mit pH(CaCl₂)
zwischen 4.2 und 5.0 über Tiefenstufen
und Bodentypen



514 Probeflächen, Österreich Ost + Sbg

Überraschend wenig sauer sind die Braunlehme auf Kalk (Terra fusca), selbst die wenig kolluvialen (nicht mit Kalksteinen durchmischten) Formen. Nur wenige, parautochthone tiefgründige Vorkommen haben selbst in 30 - 50 cm Tiefe noch pH 4,2 und tiefer.

Bei allen Bodentypen ist ein Gradient zunehmenden pH-Wertes mit der Tiefe deutlich ausgeprägt.

Die räumliche Verteilung der pH-Werte zeigt schließlich Karte 1. Es sind jeweils der Auflagehumus und 3 Tiefenstufen des Mineralbodens (im Uhrzeigersinn, links oben beginnend) dargestellt, sodaß auch der Profilverlauf ersichtlich ist. Leere Kästchen bedeuten Fehlen von Auflagehumus bzw. der entsprechenden Tiefenstufe. Wie eingangs erwähnt wird diese Karte als Beispiel der kartenmäßigen Aufbereitung der Ergebnisse - hier als Schwarzweiß-Kopie - wiedergegeben.

Deutlich sind in der Karte die geologischen Großräume und Wuchsgebiete zu erkennen: die Karbonatböden der Nördlichen Kalkalpen einerseits und die sauersten Böden im Bereich der armen Granite der Böhmisches Masse (Eisgarner Granit), der Quarzite im Semmering-Wechselgebiet und im oberen Ennstal, im Innsbrucker Quarzphyllit sowie in den zentralalpiner Hochlagen andererseits.

Im Alpenvorland sind die karbonathaltigen Böden des pannonischen Ostens und die entkalkten Böden im humiden Westen mit den stark versauerten Böden des Weilharter Forstes und Kobernauber Waldes gut differenziert.

3.2.3.2 Puffervermögen

Kationenaustauschkapazität (KAK)

Daten hierüber liegen derzeit erst für Ostösterreich (NÖ, B, OÖ, St, Sbg u. Teile Ktn) vor. Die nachfolgenden Aussagen gelten dementsprechend nur für diesen Raum.

Die Kationenaustauschkapazität ist das Maß für die Fähigkeit des Bodens, basische und saure Kationen austauschbar zu binden. Sie ist entscheidend für die chemische Filterwirkung des Bodens für Schadstoffe und für die Speicherfähigkeit leicht verfügbarer Mineralnährstoffe.

Je geringer die KAK, desto sensibler sind die Böden gegen Versauerung und desto geringer ist ihre Fähigkeit, Schadstoffe zu binden.

Tabelle 12 gibt eine Übersicht über KAK-Werte, in 10 Rangklassen (entsprechend 10er-Perzentilen) geordnet, sowie Mittel- und Extremwerte, wiederum getrennt nach karbonatfreien und karbonathaltigen Böden (siehe auch 3.2.3.1, Seite 30), jeweils für 4 Tiefenstufen des Mineralbodens. Die Messung der KAK im Auflagehumus wurde unterlassen, da die Austauschvorgänge am Humuskomplex nicht klar definiert sind mitunter schlecht reproduzierbare Werte liefern und bei der Humusumsetzung zusätzlich und kurzfristig unbekannte Mengen an Kationen freigesetzt werden.

Tab.12: Rangklassen, Mittel- und Extremwerte der Kationenaustauschkapazität (mmol Ieq/100g Boden, "Ostösterreich", 339 Profile)

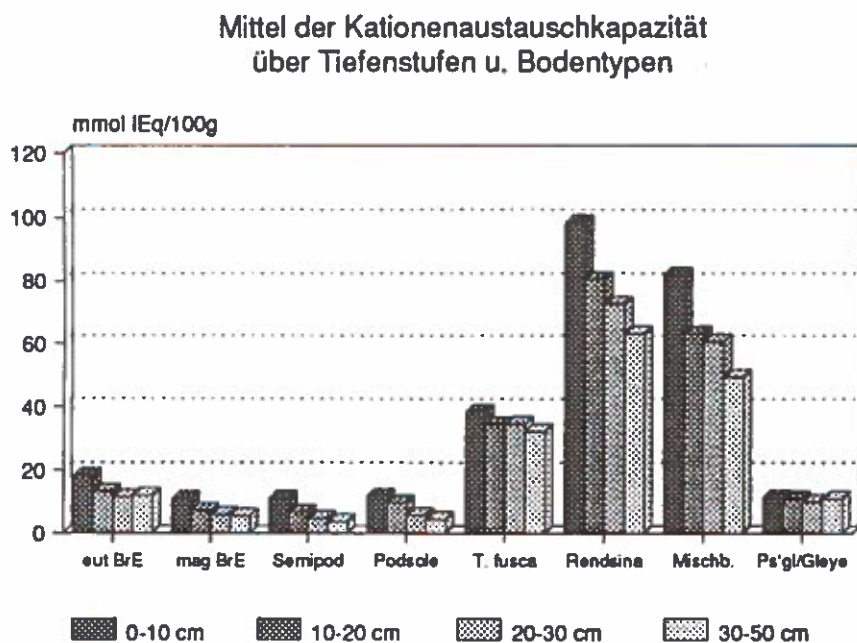
Tiefenstufe. cm	Rangklasse									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Gruppe karbonatfreier Böden:										
0- 10	6,23	7,59	8,70	9,95	11,00	11,91	13,69	16,26	22,11	132,67
10-20	3,65	4,14	4,99	5,87	6,68	8,09	9,49	13,15	18,31	147,00
20-30	2,81	3,31	3,92	4,47	5,16	6,36	8,09	11,45	17,38	115,25
30-50	2,19	2,94	3,48	3,99	4,76	5,89	7,32	11,16	21,05	122,65
Gruppe karbonathaltiger Böden										
0- 10	26,18	30,76	39,28	47,49	61,51	76,08	86,71	101,61	122,18	174,13
10-20	19,73	26,27	30,76	35,24	40,91	51,27	64,29	79,09	100,52	138,10
20-30	17,63	23,97	29,42	34,49	39,75	47,35	59,68	69,18	81,34	189,60
30-50	13,11	22,00	23,62	27,44	33,60	42,47	45,30	57,86	68,00	131,46
Mittel- Median- und Extremwerte										
	karbonatfrei				karbonathaltig					
	min	med	\bar{x}	max	min	med	\bar{x}	max		
0- 10	2,63	10,96	14,52	132,67	15,90	58,74	66,75	174,13		
10-20	1,87	6,68	10,01	147,00	10,24	40,18	51,18	138,10		
20-30	1,26	5,07	8,41	115,25	8,35	39,30	46,67	189,60		
30-50	0,97	4,69	8,54	122,65	6,34	32,30	39,02	131,46		

In Abb. 15 ist die mittlere KAK für die wichtigsten Bodengruppen getrennt nach Tiefenstufen des Mineralbodens aufgetragen.

Die Abb. 16 a-h zeigen die Häufigkeitsverteilung der Probeflächen auf einige Bodengruppen nach KAK-Bereichen, getrennt nach Tiefenstufen.

Die Austauschkapazität ist im Mittel bei sauren Silikatböden relativ gering, besonders in mageren Braunerden und Semipodsol (und Podsol) mit wenig organischer Substanz und Tonmineralien, welche die wesentlichen Sorptionsträger im Boden sind. Die Abnahme mit zunehmender Profiltiefe entspricht dem abnehmenden Humusgehalt. Die eutrophen Braunerden haben im Mittel eine höhere KAK; beim Pseudogley wird der abnehmende Humusgehalt von zunehmendem Tongehalt kompensiert, der Profilverlauf der KAK ist daher nahezu gleichbleibend.

Abbildung 15: Mittlere Kationenaustauschkapazität der wichtigsten Bodentypen.



359 Probeflächen
Österreich Ost und Salzburg

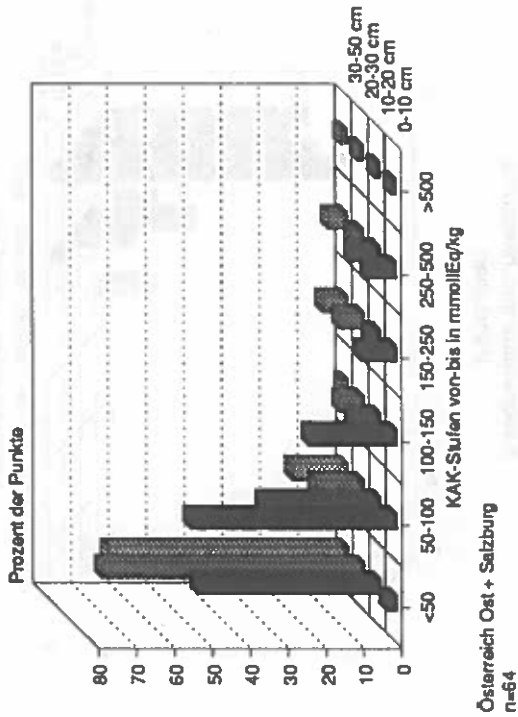
Die Kalkböden haben hingegen sehr hohe KAK, die Rendsina dank ihres hohen Gehaltes an oberflächlich aktiver Humussubstanz, die bindigeren Formen wegen des gleichzeitig höheren Tongehaltes. Die Kalkbraunlehme fallen deutlich ab, liegen aber noch immer weit über den Werten der Braunerde-Podsol-Reihe.

Stets ist die KAK im humosen Oberboden höher als im Unterboden.

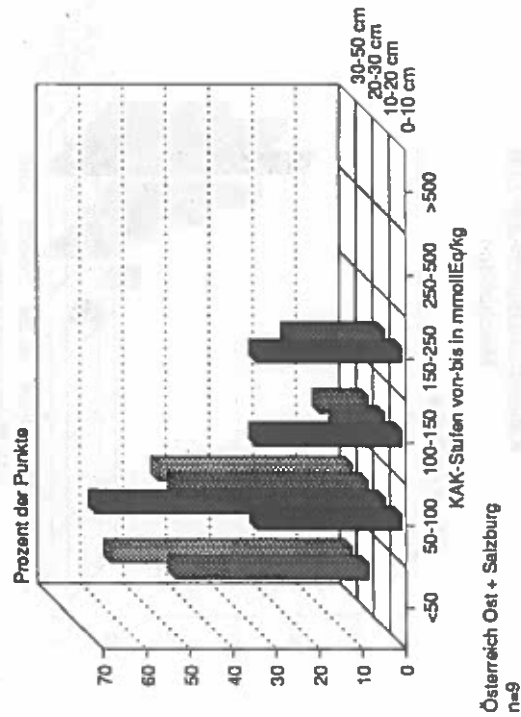
Allerdings sind bei der Beurteilung der Speicher- und Pufferkapazität für die Flächeneinheit des Bodens auch die Gründigkeit des Bodens, das Raumgewicht und der Grobskelettgehalt zu berücksichtigen, was insbesondere bei den steinigen, leichten und seichtgründigen Rendsinen zu völlig anderen Ergebnissen führt.

Abbildung 16: Verteilung der Probestflächen auf Stufen der KAK in % je Tiefenstufe und Bodentyp.

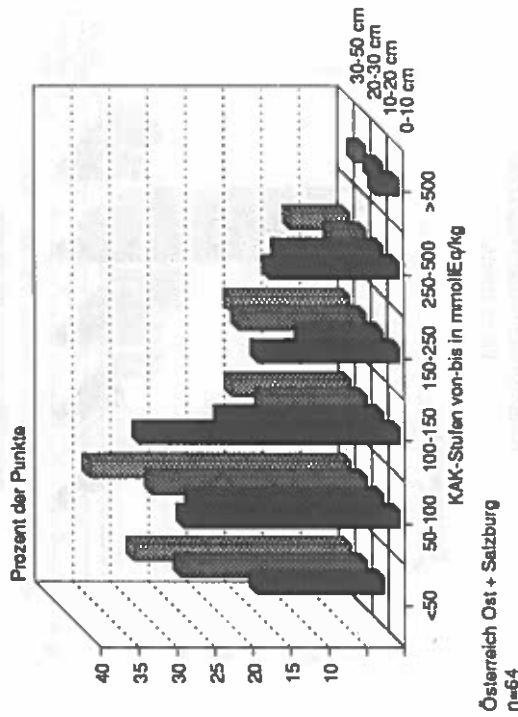
Kationenaustauschkapazität magere Braunerden



Kationenaustauschkapazität Podsole



Kationenaustauschkapazität eutrophe Braunerden



Kationenaustauschkapazität Semipodsole

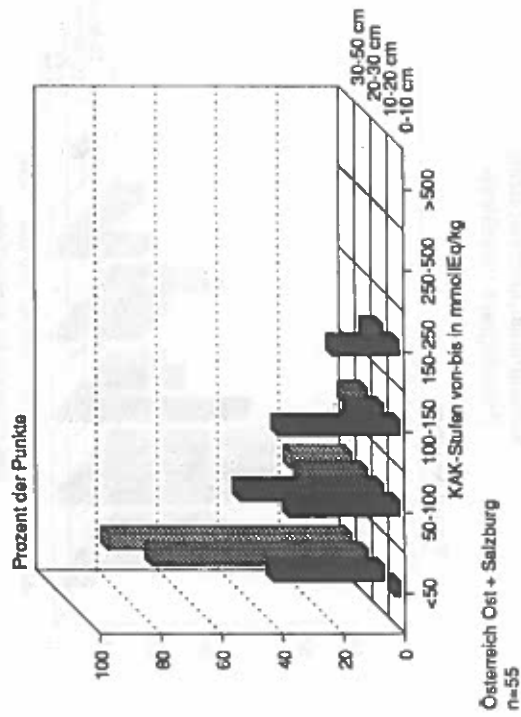
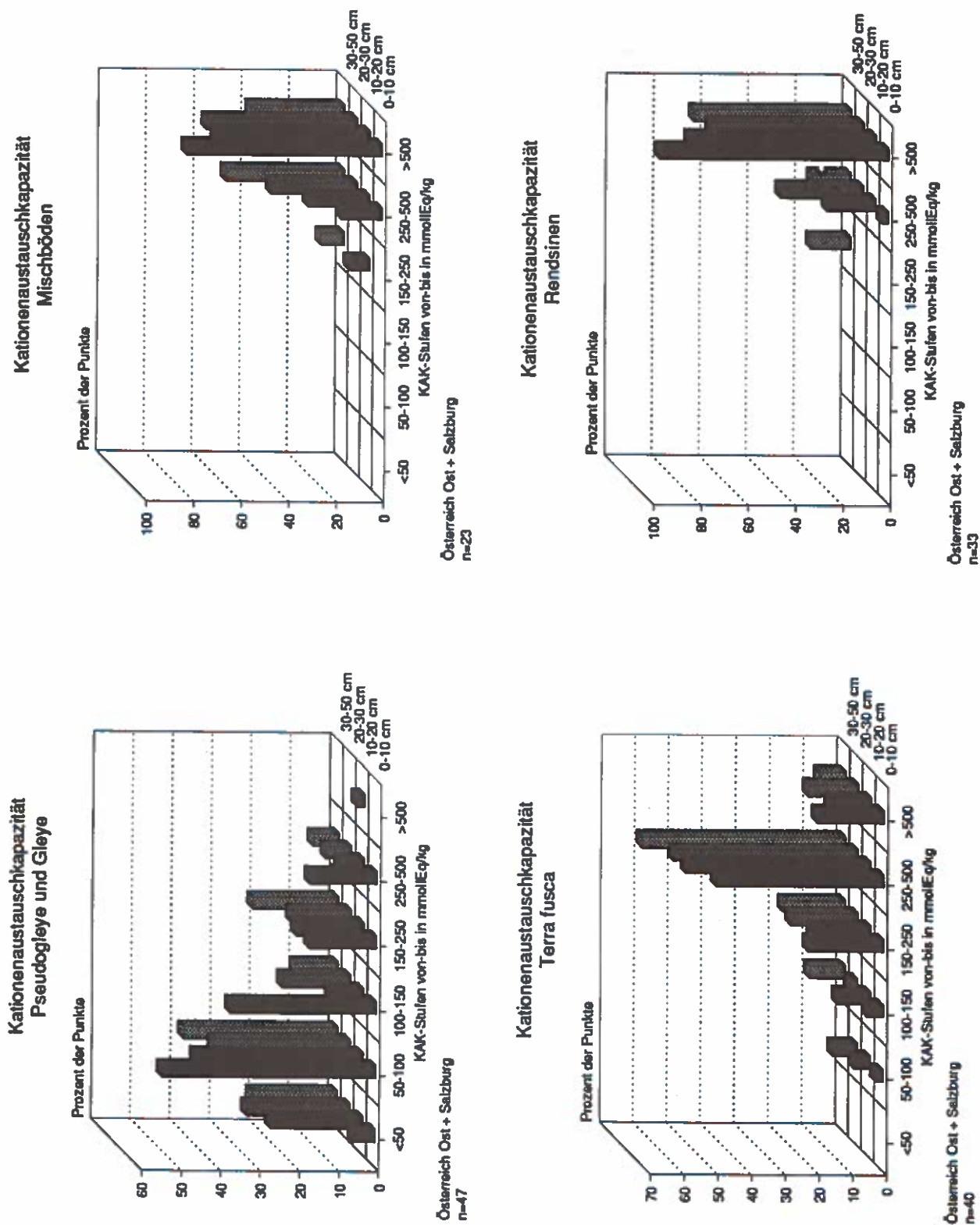


Abbildung 16: Fortsetzung



Basensättigung (V-Wert)

Die Basensättigung gibt jenen Teil der Austauschkapazität an, der von basischen Kationen besetzt ist. Das sind v.a. die Nährelemente (Na), K, Ca und Mg; der Rest der Austauscherplätze ist mit H⁺-Ionen und säurebildenden Kationen (Al, Fe, Mn) belegt. Diese bewirken beim Eintritt in die Bodenlösung Hydrolyse unter Bildung von Protonen:



Die Basensättigung (V-Wert) wird als Prozent-Anteil an der KAK angegeben. Sie läßt erkennen, wie weit der verfügbare Austauscher bereits durch Säurezufuhr verbraucht ist und ist daher ein gutes Maß für die Bodenversauerung.

Die Rohdaten sind wieder in Rangklassen geordnet dargestellt, und zwar für die karbonatfreien Böden (Tabelle 13). Die Maximalwerte von fast 100% Basensättigung bei karbonatfreien Böden weisen auf mittelbaren Kalkeinfluß hin, ohne daß in den analysierten Horizonten selbst Karbonat nachweisbar war. Hierher gehören jene "Ausreißerproben", welche in Abschnitt 3.2.3.1 bereits erwähnt wurden. Sie wurden für diesem Zwischenbericht bei KAK und V-Wert noch nicht bereinigt.

Karbonathaltige Böden sind zum überwiegenden Teil voll basengesättigt. Da eine Rangklassenbildung daher sinnlos ist, wurde auf die Darstellung dieser Gruppe verzichtet. Die Verteilung aller Proben auf V-Wert -Stufen, getrennt für jede Tiefenstufe, zeigt Abb. 17.

Die Basensättigung der österreichischen Waldböden ist auch auf Silikat im allgemeinen recht günstig. Bei etwa 50 % beträgt die Sättigung in allen Tiefenstufen zumindest 20 %; bereits in der vierten Rangklasse, d.s. 40 % aller Silikatböden, liegt der V-Wert in allen Tiefenstufen über 10%. Selbst der 10-Perzentil (Rangklasse 1) liegt nur knapp unter 5 %, im Oberboden sogar bei 8 % V-Wert.

Bei basenärmeren Böden ist die oberste Mineralbodenschicht stets etwas höher gesättigt als die tieferen Schichten, offenbar trägt hier der Humusgehalt dazu bei. Erst in Rangklasse 5 (V-Wert ca. 30 %) überholt die unterste Bodenschicht und ab 75 % V-Wert alle Unterbodenschichten; d.h. bei hoch basengesättigten Böden trägt der Humus eher mit Säure als mit Basen zum Ionenbelag bei.

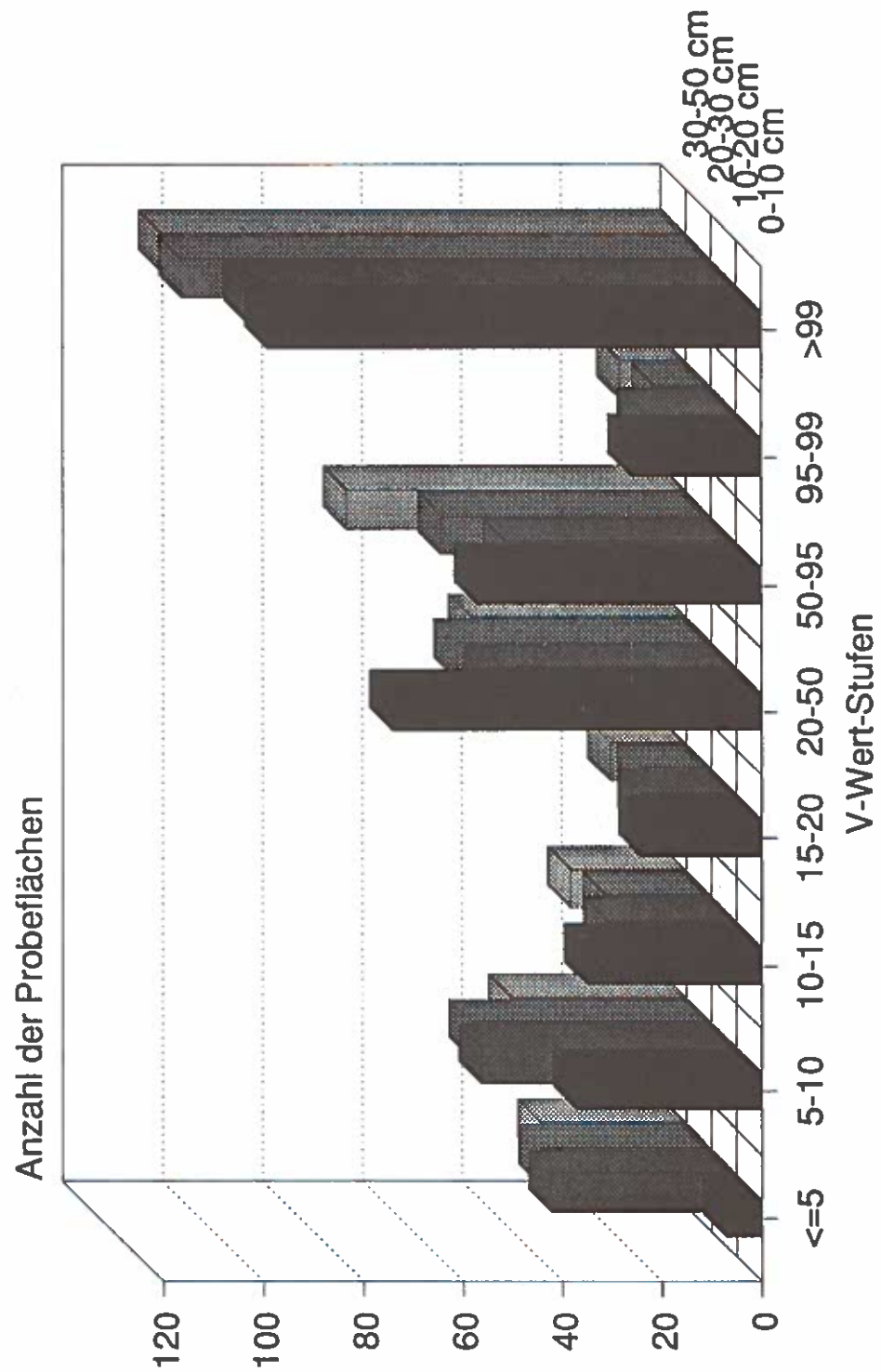
Tabelle 14 und Abb. 18 geben die MITTELWERTE der Basensättigung für einzelne Bodentypen-Gruppen wieder. Sie sind ebenfalls bei fast allen Böden - mit Ausnahme der Podsole - recht günstig.

Tab.13: Basensättigung in den karbonatfreien Böden (Österreich) in % V-Werten, geordnet nach Rangklassen (10er-Perzentil-Stufen)

Tiefenst.	Rangklassen									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0 -10	8,1	10,8	14,6	19,8	26,1	32,5	51,7	73,5	93,7	99,9
10-20	4,2	6,2	8,5	11,5	18,4	30,6	42,7	72,4	94,9	99,9
20-30	4,2	6,3	8,6	14,4	22,5	35,7	53,9	71,1	95,9	99,9
30-50	4,4	7,7	12,4	18,9	34,0	51,2	70,3	83,9	98,4	99,9
	min	med	\bar{x}	max						
0 -10	1,7	25,8	38,3	99,9						
10-20	1,4	18,4	33,8	99,9						
20-30	0,9	22,3	35,9	99,9						
30-50	0,3	33,6	42,8	99,9						

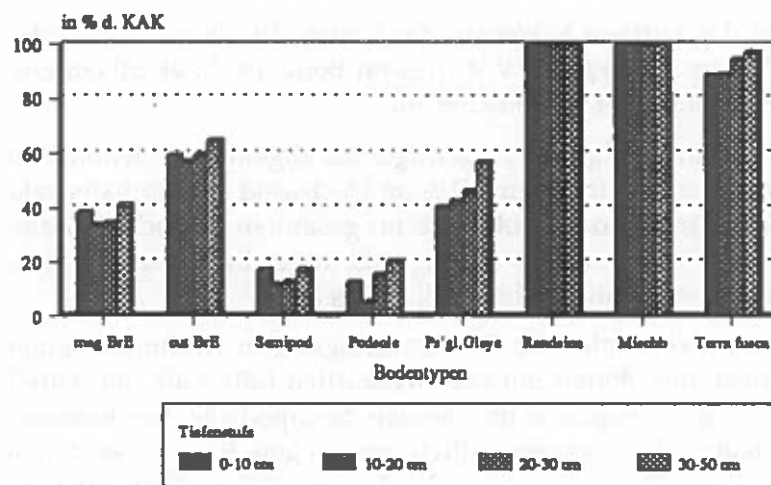
Abbildung 17: Verteilung der Probeflächen auf V-Wert-Stufen

V-Wert-Stufen über Tiefenstufen



359 Probeflächen
Österreich Ost + Salzburg

Abbildung 18: Mittlere V-Werte je Tiefenstufe und Bodentyp



359 Probeflächen
Österreich Ost + Salzburg

Tab.14: Mittlere V-Werte für einige Bodentypen-Gruppen, getrennt nach Tiefenstufen

	Tiefenstufe cm			
	0-10	10-20	20-30	30-50
magere Braunerde	38,5	33,7	34,4	41,2
eutrophe Braunerde	59,0	56,8	59,1	64,6
Semipodsol	16,9	11,6	12,6	17,0
Podsol	12,1	5,5	15,3	20,2
Pseudogley/Gley	40,4	42,4	46,0	56,6
Rendzina	99,6	99,5	100,0	100,0
R/T-Mischböden	99,6	99,4	100,0	100,0
Terra fusca	88,6	88,8	94,2	96,9

Die Kalkböden, überraschenderweise auch die entkalkten Formen der Terra fusca, sind voll oder nahezu voll gesättigt. Der Anteil an sauren Kationen ist - sofern überhaupt vorhanden - unbedeutend.

Die Silikatverwitterungsböden sind naturgemäß stärker entbast, doch ist auch hier der mittlere V-Wert überraschend hoch: er liegt selbst bei mageren Braunerden zwischen 34 und 41%, bei eutropher Braunerde zwischen 55 und 65% mit merklicher Aufbasung im Oberboden, welche wohl für den eutrophen Aspekt der Vegetation und Humusform maßgeblich ist.

Aber selbst der Semipodsol ist im Mittel - je nach Tiefenstufe - bis zu 17% basengesättigt; das Minimum in der Schicht 10 - 20 cm spiegelt die beginnende podsolige Dynamik wieder. Die Einzelwerte schwanken jedoch in weiten Grenzen.

Nur bei den Podsolen liegt der mittlere V-Wert in der Schicht 10 - 20 cm (meist der Bleichhorizont) unter 10 %. Der Anstieg des V-Wertes im Bodenprofil ab 20 cm entspricht gut dem Anreicherungshorizont im Podsolprofil.

Die Verbreitung der Podsole im Waldgebiet ist geringer als allgemein angenommen wird (Tab.1). Sie beträgt nach der Forstinventur 4,7 % im Hochwald - Wirtschaftswald und 13,2 % im Schutzwald i. Ertrag; das heißt 5,2% im gesamten Wirtschaftswald. Dazu kommen allerdings die Vorkommen im Schutzwald außer Ertrag, also gerade den Hochlagen, die von der Forstinventur nicht erfaßt wurden.

Andererseits ist der Anteil der Böden mit < 10 % Basensättigung in zumindest einer Tiefenstufe an der Gesamtheit aller Böden mit 25% wesentlich höher als der Anteil aller Podsole. Hier sind also stark versauerte Braunerden, Semipodsole, Parabraunerden und Pseudogleye enthalten. Es sind vermutlich gerade jene Böden, bei denen eine sekundäre Versauerung eingetreten ist, die nicht der natürlichen Profilentwicklung entspricht.

Streunutzung, Baumartenwechsel, Waldweide und atmosphärischer Säureeintrag sind hier wohl die wesentlichen Ursachen. Ihre Wirkung wurde im Tiroler Bodenkataster (STÖHR et al. 1989) statistisch nachgewiesen. Weiterführende Auswertungen des vorliegenden Materials lassen diesbezüglich wertvolle Aussagen erwarten.

3.2.3.3 Pufferreserven

Ausgehend vom Ansatz ULRICHs wurden am Internationalen Institut für höhere Systemanalyse (IIASA, Laxenburg) Simulationsmodelle über die Auswirkung verschiedenen starker Säurebelastung entwickelt (POSCH et al. 1985 vorl. Mitt.). Diese Modelle gehen von durchschnittlichen Eigenschaften der wichtigsten Böden und den Niederschlagsverhältnissen in Europa aus. Sie bedürfen einer Verdichtung und eines Ersatzes der sehr globalen Annahmen über KAK, Basensättigung etc durch konkrete Daten. Diese können für Österreich von der Waldbodenzustandsinventur geliefert werden.

Ein erster Vergleich läßt eine unterschiedlich gute Übereinstimmung mit den dortigen Annahmen erkennen (Tab.15 Die jeweils untersuchten Bodengruppen sind leider nicht völlig vergleichbar).

Manche Angaben der IIASA sind mit unserer Erfahrung nicht vereinbar; so scheinen dort die meist stark ausgewitterten Braunlehme überschätzt, der Pseudogley unterschätzt, der Tschernosem sollte einen viel höheren Basenvorrat und Karbonatpuffer, etwa ähnlich der Kalkbraunerde, aufweisen.

Völlig unzulässig erscheint es allerdings, bei solchen Inventuren die Reserven an nachwitterbaren Mineralien außer acht zu lassen, über welche selbst die sauersten, völlig entbasten Böden in großem Maße verfügen. Hier ist eher die Nachwitterungsrate entscheidend, die je nach Ausgangsgestein mit etwa 0,5 bis 1,5 kmol/ha pro Jahr anzusetzen ist.

Als gegen Versauerung unempfindliche Böden können gelten:

Kalkbraunerde, Rendsina, Auböden, eutrophe Braunerde und (bei kolluvialem Kalkgehalt) Terra fusca sowie Pseudogley.

Labil sind

Podsol, Semipodsol und magere Braunerden sowie Parabraunerden und Ranker.

Die Flächenverteilung dieser Bodentypen gibt die Österreichische Forstinventur sehr exakt wieder.

Karbonathaltige Böden (d.s. 29 % der untersuchten Waldböden) weisen eine nahezu unbeschränkte Pufferreserve auf, sofern sie einigermaßen gründig sind. Auch für die im pH-Bereich zwischen 5,0 und 6,2 liegenden Böden (d.s. 6 %) kann eine beachtliche Silikat-Pufferreserve angenommen werden. Die Pufferkapazität der im Austausch-Pufferbereich (pH 4,2-5,0) liegenden Böden (22 %) ist hingegen gering. Sie entspricht fast ausschließlich der KAK.

Tab. 15: Mittlerer Basenvorrat der wichtigsten Waldböden im Vergleich einer IIASA-Studie für Europa (verändert nach POSCH et al.1985) und Waldbodenzustandsinventur für Österreich; Flächenanteile der Bodentypen in ha nach Österr. Forstinventur; bezogen auf 50 cm Mineralboden:

Bodentyp	austauschbare Basen (KAKxV-Wert) in kmolEq/ha				Forstinv. in ha (Öst.)
	IIASA Europa	WBZI Österr.	IIASA Ca-Puffer- kapazität		
	kMol/ha				
Eisenhumuspodsol	78	} 52	0		171.000
Humuspodsol	49				
Semipodsol	68	72	0		744.000
magere Braunerde	166	200	0		319.000
eutrophe Braunerde	1824	} 643	500	25000	345.000
Kalkbraunerde	1470				
Braunerde/Braunlehm	2210	945	0		61.000
Bind.BrE, Löß-BrE		326			141.000
Pseudogley	137	443	0		268.000
Ranker	137	111	0		9.000
Rendsina	2600	3034	20000		327.000
Mischböden		3425			264.000
Terra fusca	171	2001	3000		238.000
Tschernosem	400		0(?)		12.000
kalkhaltige Auböden	315	881	8000		40.000

Diese Böden können durch Säurebelastung leicht - (zumindest vorübergehend - Pufferferrate!) - in den Al-Pufferbereich geraten.

Über die aktuelle Ausschöpfung dieses Vorrates geben KAK und Basensättigung Auskunft. Unter der Annahme einer mittleren Lagerungsdichte von 1,2, welche nach den vorliegenden Untersuchungen angemessen erscheint, entspricht 1 mmol IEq/kg einem Basenvorrat in 50 cm Mineralboden von 6 kmol/ha in 50 cm. Der stark schwankende Gehalt an Grobskelett ist in dieser Schätzung jedoch nicht berücksichtigt. Er kann gerade bei Podsol und Rendsina einen sehr wesentlichen Einfluß auf die Werte nehmen.

3.3 Schwermetalle

3.3.1. Allgemeines

Die Schwermetallausstattung von Böden hängt neben anderen Faktoren auch wesentlich vom Grundgestein ab. Gesteinsverwitterung, Überdeckung mit (natürlichem) Flugstaub, fluviatilen oder solifluidalen Schichten, Bodenbildungsprozesse, und bodenbiologische Vorgänge modifizieren die geogenen Ausgangskonzentrationen und verteilen die Schwermetalle ungleich über die Bodenhorizonte abhängig von der Intensität der angeführten Prozesse und der dafür zur Verfügung stehenden Zeit.

Diese Vorgänge sind im einzelnen:

- a. **Auswitterung und Auswaschung:** Je nach Löslichkeit des betreffenden Metalls können unter anderem Auswaschungshorizonte von Podsolon und alte, insbesondere präglaziale Bodenreste sehr stark verarmt sein. Schwer lösliche Elemente wie beispielsweise Blei können dadurch allerdings relativ angereichert werden. Dies gilt insbesondere bei der
- b. **Carbonatverwitterung:** Die an sich 'reinen' (i.e. schwermetallarmen) Kalke und Dolomite werden gelöst, die geringen Verunreinigungen (Residualtone) reichern sich an und gehen in die Bodenbildung ein.
- c. **Festlegung der Schwermetalle an freie Sesquioxide und die organische Substanz.**
- d. **Aufnahme durch die Pflanzen und Ablagerung mit der Streu an der Bodenoberfläche.** Dadurch ist eine beträchtliche Anreicherung insbesondere in der Humusaufgabe möglich. Pilze neigen zur Aufnahme von bestimmten Schwermetallen und bewirken eine Anreicherung in verpilzten Moder- und Rohhumusaufgaben saurer Böden.
- e. **Bioturbation, d.h. die Umlagerung durch Bodenorganismen führen zur Umverteilung von Schwermetallen im Boden.**
- f. **Erosion von Humus- oder Bodenhorizonten bewirkt Ähnliches wie Bioturbation auf physikalischem Weg.**

Die natürlichen Schwermetallgehalte im Ausgangsgestein schwanken in weiten Grenzen, die Literaturangaben schwanken nach deren Datenbasis, Untersuchungsregionen und Analysemethoden beträchtlich. Als Referenz wurden die eingehenden Untersuchungen des Bayerischen Geologischen Landesamtes, 1986, der Geochemische Atlas der Republik Österreich, 1989, sowie diverse Lehrbücher (SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, 1984, FIEDLER et. al. 1988) herangezogen. Diese Werte werden in den jeweiligen Unterkapiteln zitiert, um eine grobe Einordnung der hier erhobenen Werte zu ermöglichen.

3.3.1.1 Zur Bewertung von Grenzwerten für die Schwermetallbelastung

Die große Bandbreite möglicher Schwermetallkonzentrationen im Grundgestein, und darüber hinaus die beschriebenen, vielfältigen Differenzierungsprozesse im Boden lassen Grenzwerte, die diese Faktoren nicht berücksichtigen, unzweckmäßig erscheinen. Ihre unkritische Verwendung und Verallgemeinerung haben zu Verwirrung und Unsicherheit geführt (KLOKE, 1989); wenn auch solche Kennziffern als Anhaltspunkte - mit allen Vorbehalten ihrer sachgerechten Anwendung - erforderlich sind.

Als Beispiel für diese Problematik seien die Richtwerte des deutschen Handbuchs Bodenschutz (ROSENKRANZ et al., 1989) angeführt.

Dieses unterscheidet drei Anwendungsbereiche, die sogenannten "Bodenwerte-Klassen":

Böden der Klasse I sind demnach "unbeeinflusst" und können "uneingeschränkt, standortsüblich" ohne Funktionalitätseinschränkung genutzt werden. Die Schwermetallgehalte entsprechen der Bodenentwicklung und dem Ausgangsgestein, und die Pflanzen und Tiere sind seit Jahrtausenden daran angepaßt (ausgeklammert werden hier Böden die geogen bedingt hohe Schwermetallgehalte aufweisen). Die Obergrenze dieser Normalgehalte entspricht in etwa den "Richtwerten 1980" nach KLOKE (1980). Dieser Wert sollte "bei durchschnittlichem Eintrag in den nächsten 100 - 200 Jahren nicht überschritten werden" (Tab 16).

Tab. 16: Orientierungswerte für Schwermetallgehalte im Boden. "Häufige" und "tolerierbare" Gehalte nach KLOKE (1980), "Normalgehalte" nach dem Österr. Bodenschutzkonzept (BLUM et al. 1989) sowie "Werte für Belastungsverdacht" nach ÖNORM L1075; mg/kg.

	Normal- gehalte	häufig	Belastungs- verdacht	tolerierbar*
Blei	2-20	0,1-20	50	100
Kupfer	2-40	1-20	50	100
Zink	10-80	3-50	150	300
Cadmium	0-0,5	0,01-1	0,5	3
Nickel	5-50	2-50	40	50
Chrom	2-50	2-50	50	100
Molybdän	0,2-5	0,2-5	2	5
Kobalt	1-40	1-10	20	50

* Grenzwert für Klärschlammaufbringung

Die Verwendungsmöglichkeit der Böden in Klasse II ist bereits eingeschränkt, einige Bodenfunktionen (v.a. Nahrungsmittelproduktion) können nur bedingt erfüllt werden. Diese Böden sind für Waldnutzung ausdrücklich geeignet (siehe auch Abbildung 19.)

Im Gegensatz zu vielen anderen Literaturangaben werden bei dieser Darstellung die Grenz- und Richtwerte von den wesentlichsten, die Schwermetallgehalte beeinflussenden Bodenparametern (pH-Wert, Prozentgehalt an organischer Substanz, Ton- und Schluffanteil) abhängig gemacht. Diese begrüßenswerte Weiterentwicklung starrer, den Standort nicht berücksichtigender Grenzwerte erfordert aber immer noch weitere Verbesserungen:

So fehlt die Differenzierung von Schwermetallgehalten über das Bodenprofil (Angabe der Bezugstiefe); ebenso begrenzende Rahmenwerte für die in die Berechnung Eingang findenden Parameter, sodaß für die im Durchschnitt sehr humusreichen Waldböden äußerst hohe Grenzwerte errechnet werden. Einige Zahlenbeispiele sind Tabelle 17 zu entnehmen. Beispielsweise würden die maximalen, bei der Bodenzustandsinventur erhobenen Zinkwerte nur etwa 15 % des "tolerierbaren Gehaltes" bei pH=7, 30% Korngrößenanteil <0,01 mm und 3 % organischer Substanz betragen - eine sicherlich unrealistische Aussage.

Aufgrund dieser Überlegungen ist zusammenfassend festzuhalten, daß Grenzwerte

1. räumlich nur beschränkt gültig sind,
2. in Abhängigkeit von anderen Einflußparametern variiert werden müssen.
3. für verschiedene Bodenfunktionen verschiedene Werte annehmen müssen.
4. Allgemeine Grenz- und Richtwerte zunächst nur als erste Orientierung und als Anhaltspunkte zu werten sind.

Tabelle 17: Nach ROSENKRANZ et al.(1989) tolerierte Gehalte von Pb, Cd und Zn in Böden, die der Nahrungs- und Futtermittelproduktion dienen, in Abhängigkeit von Bodenfaktoren (Rechenfehler korrigiert)

bei pH 5.0-7.0								
Anteil der Korngrößen <0.01 mm %								
	10		30		10		30	
Humusgehalt %	1	3	1	3	1	3	1	3
Blei ppm	100	300	300	900	140	420	420	1260
Zink ppm	300	900	900	2700	400	1300	1300	3800
Cadmium ppm	1	3	3	8	1	4	4	11

3.3.2. Blei

Bedeutung

Blei ist für Pflanzen, Tiere und den Menschen nicht essentiell. Während Menschen und Tiere Blei über die Nahrung, vor allem jedoch über die Atemwege aufnehmen, nehmen Pflanzen Blei nur sehr schwer auf. Der Großteil des von der Vegetation aufgenommenen Bleis findet sich in den Wurzeln und ist innerhalb der Pflanze nur schwer beweglich (KLOKE, 1972; KÖPPE, 1977; v. HOOK et al., 1977).

Die toxische Wirkung von Blei ist hoch, liegt etwas unter der des Cadmium, und ist höher als die der meisten anderen Schwermetalle. (BLUM et al., 1989). Unmittelbare phytotoxische Wirkung auf Nutzpflanzen setzt erst bei sehr hohen Konzentrationen ein. Die mikrobiologische Aktivität im Humus kann aber bereits bei geringeren Belastungen beeinträchtigt werden. Selbst geringfügige immissionsbedingte Anreicherungen sind auch in Waldböden bedenklich, da sie auf sehr lange Zeit irreversibel sind.

Verhalten von Blei im Boden

Die Mobilität von Blei ist sehr gering. Bei pH-Werten über 5 ist es vor allem wegen Adsorption an Fe-, Al- und Mn-Oxide kaum, ab etwa pH 4,0 schwach und erst unter pH = 2.8 stärker löslich.

Die starke, sorptive Bindung des Blei an organische Substanz (siehe Tab. 22 sowie Abb. 21 und 22) vermindert die Löslichkeit von Blei auch bei niedrigen pH-Werten. In tieferen Horizonten liegt Blei hauptsächlich in silikatischer Bindung vor. Das bei der Silikatverwitterung freigesetzte Blei wird allmählich biogen im Ah-Horizont, bei Waldstandorten in der Auflage angereichert.

Anthropogene Eintragsquellen

Bleiimissionen werden etwa zur Hälfte durch den Verbrauch von verbleitem Benzin verursacht, dessen Anteil jedoch nunmehr rückgängig ist. Der unmittelbar nachweisbare Bleieintrag durch den Autoverkehr beschränkt sich auf die der Straße anliegenden Böden in 10 m bis maximal 20 m Entfernung.

In größeren Entfernungen wird dieser Eintrag von der diffusen Deposition überlagert, die sich aus Emissionen des Straßenverkehrs, der bleierzverhüttenden und bleiverarbeitenden Industrie, der Kohlefeuerung und der Müllverbrennung zusammensetzt.

Darüber hinaus kommen massiver Düngereinsatz und Klärschlammausbringung als Immissionsquellen in Frage, allerdings weniger in Waldböden (Verbot der Klärschlammausbringung im Wald).

Durch die Filterwirkung des Bestandes wird jedoch ein überproportional hoher Teil von Stäuben und Aerosolen ausgekämmt und im Wald deponiert. Es ist daher mit bis fünffachem Freiflächeneintrag zu rechnen, was die Eignung von Waldböden als unbelastete Vergleichstandorte beträchtlich relativiert.

Die schon lange andauernde Bleiemiission hat im Verein mit deren sehr geringen Partikelgröße und der daraus resultierenden Fernverfrachtung eine (nahezu) globale Kontamination hervorgerufen. Daher sollte Blei als Indikatorelement für Fernmissionen herangezogen werden können. Es ist jedoch schwierig, die geogene Bleiherkunft samt biogener Akkumulation vom anthropogenen Eintrag abzugrenzen, da Blei wie ein "Grauschleier" alle Böden überzieht und die natürlichen Bleigehalte überlagert.

Der anthropogene Bleieintrag wird von SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL (1989) auf 80-2400 g pro Hektar und Jahr, von KÖCHL (1988), auf 300 g/ha.a pro Hektar und Jahr geschätzt. Der natürliche Elementeintrag beträgt demgegenüber 1-10 g (GREFEN et al., 1984). Nach den Untersuchungen des Bayrischen Geologischen Landesamtes beträgt der Bleieintrag abhängig von der Emittentennähe zwischen 60 - 730 g/ha.a, eine Studie der IIASA nennt für Europa 300 g/ha.a. Dazu kommen zirka 80 g aus dem Bestandesabfall.

In Österreich wurden jährliche Gesamtdositionen von Blei im Freiland zwischen 40 und 100 g/ha.a gemessen (BLUM et al. 1989). Im Bestand kann daher unter Berücksichtigung der Ausfilterung durch den Bestand eine Deposition von 80 - 300 g angenommen werden. Im Nahbereich von Straßen und von Hüttenbetrieben sind diese Werte natürlich wesentlich höher anzusetzen.

Natürliche Bleigehalte in Gesteinen und Böden

Böden:

SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1989) geben für unbelastete Böden Bleikonzentrationen von 2-20 ppm an. HUSZ (1987) gibt für die Böden Vorarlbergs einen Mittelwert von 31 ppm an, KÖCHL (1987) für die niederösterreichischen, landwirtschaftlichen Böden 8-130 und das Amt der Tiroler Landesregierung, 1988, Werte zwischen 9 und 130 ppm.

Die Niederländischen Richtwerte für Blei betragen in ppm: $50 + \% \text{Ton} + \% \text{org. Subst.}$, der Standard-Richtwert 85 ppm, das schon zitierte 'Handbuch Bodenschutz' (ROSENKRANZ et al., 1989) gibt Grenzwerte zwischen 70 und 1300 ppm an. Im Entwurf zu einer ÖNORM wurden die Werte 50 ppm (unbelastete Böden) und 100 ppm (Richtwert) vorgeschlagen. 100 ppm gilt als allgemein anerkannter Richtwert für Bleibelastung.

Gesteine:

Tabelle 18 : Bleigehalte verschiedener Gesteine (nach Roesler et al., 1975; Bayerisches Geologisches Landesamt, 1986)

Basische Magmatite und Metamorphite	1- 8 ppm
Amphibolit	5- 34 ppm
Intermediäre Magmatite	10- 15 ppm
Granite, Gneise	15- 32 ppm
Schiefer	10- 86 ppm
Sand, Sandstein	5- 10 ppm
Löß	20 ppm
Mergeltone, Tone	13- 107 ppm
Reine Kalke	3 ppm

Ergebnisse

Die Verteilung der Bleigehalte (für "Österreich"), wiederum nach 10 Rangklassen geordnet (siehe Abschnitt 3.2.3.1) zeigt Tabelle 19. Die Mittel- und Extremwerte zeigt Tabelle 20. Es sind wiederum "karbonatfreie" und "karbonathaltige" Böden getrennt ausgewiesen (Definition siehe Abschnitt 3.2.3.1).

Der Grenzwert für "Belastungsverdacht" von 50 ppm (ÖNORM) wird selbst von den Mittelwerten der karbonatbeeinflussten Böden in jeder Tiefenstufe überschritten. Die Häufigkeitsverteilung ist linkssteil, da relativ wenige, hohe Konzentrationen den Mittelwert über den Medianwert hinaus verzerren. Der Maximalwert des Gesamtnetzes beträgt 656 ppm (Schneealpe). Von Einzeluntersuchungen außerhalb des WBS-Netzes sind jedoch auch Extremwerte von 10500 ppm (Arnoldstein) und 10000 ppm (Brixlegg) bekannt, welche vom Eintrag der jeweils benachbarten Hüttenwerke stam-

men. Interessant dabei ist die Tatsache, daß selbst bei diesen hohen Werten die Anreicherung nur wenige cm in den Mineralboden vorgedrungen, die Bindung an den Auflagehumus also sehr hoch ist.

Die mittleren Bleigehalte im Mineralboden nehmen sowohl bei silikatischen als auch bei kalkbeeinflussten Böden von oben nach unten etwa auf die Hälfte ab. Im Auflagehumus ist die Bleikonzentration im allgemeinen merklich höher als im Mineralboden. Mögliche Ursachen hierfür können einerseits die Deposition aufgrund der hohen Filterwirkung des Bestandes, aber auch auf die starke Bindung von Blei an die organische Substanz sein.

Über alle Tiefenstufen linear verlaufende, erhöhte Bleigehalte wurden bisher nur auf 4 Probeflächen gefunden, was ziemlich eindeutig auf geogene Herkunft des Bleis schließen läßt.

Nach Tabelle 19 sind die Bleigehalte der karbonathaltigen Böden im Durchschnitt höher als jene karbonatfreier Böden. Dies deckt sich mit den Werten der Tiroler Bodenzustandsinventur 1988 (Amt der Tiroler Landesregierung, 1988).

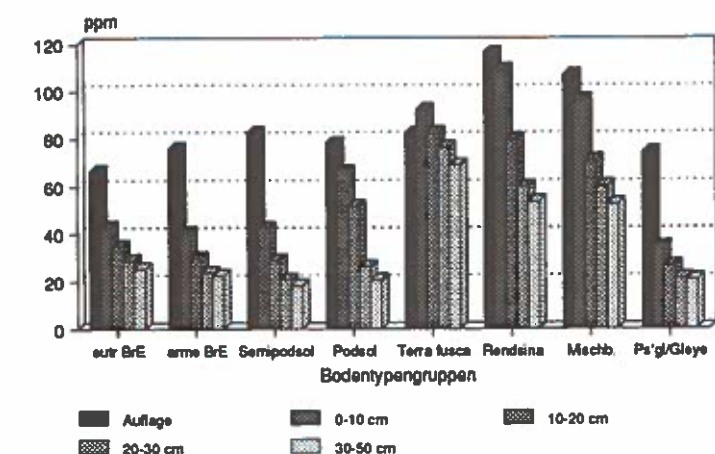
Tabelle 19: Verteilung der bisher ausgewerteten Bleigehalte nach Rangklassen (ppm Pb)

T.st.	Rangklasse									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Gruppe karbonatfreier Böden										
Auflage	43	53	57	65	71	79	87	94	109	253
0- 10	20	25	29	31	36	40	47	57	73	336
10-20	14	19	22	24	26	29	34	39	51	171
20-30	11	14	17	19	21	24	27	32	38	125
30-50	9	13	15	17	19	21	24	28	35	93
Gruppe karbonathaltiger Böden										
Auflage	38	49	61	71	83	96	109	125	151	246
0- 10	37	50	57	70	76	88	99	112	164	571
10-20	26	37	45	52	57	67	72	81	124	637
20-30	22	31	37	42	49	52	57	68	86	656
30-50	19	28	32	35	39	47	52	57	80	629

Tabelle 20: Mittel-, Median- und Extremwerte der Bleigehalte (in ppm; Bglä, NÖ, OÖ, Sbg, Stmk;)

Tiefenstufe		x	med	min	max
karbonatfreie Böden:					
A	Auflage	76	71	21	253
B	0- 10cm	44	35	1	336
C	10-20cm	31	26	2	171
D	20-30cm	25	21	4	125
E	30-50cm	22	19	1	93
karbonathaltige Böden:					
A	Auflage	91	83	20	246
B	0-10cm	91	76	21	571
C	10-20cm	74	57	15	637
D	20-30cm	63	49	13	656
E	30-50cm	55	37	14	629

Abbildung 19: Mittlere Bleigehalte einiger Bodentypen, getrennt nach Tiefenstufen.



359 Probeflächen

Infolge der Bindung an Tonminerale haben auch Feinsedimente meist merklich höhere Bleigehalte; das Gleiche gilt für die tonigen Lösungsrückstände der Kalkgesteine.

Wesentliche Unterschiede treten nur zwischen den Bodentypen auf silikatischem bzw. karbonatischem Grundgestein auf, innerhalb dieser Gruppen sind nur geringe Konzentrationsunterschiede festzustellen (Abb 19). Die einzige Ausnahme bildet hier der Bodentyp Terra fusca, der in der Tiefenstufe 0-10 cm die höchsten Bleigehalte aufweist.

Wie Abb. 19 ferner zeigt, können die niedrigeren Bleigehalte der Böden auf silikatischem Substrat nicht auf Auswaschung infolge niedriger pH-Werte zurückgeführt werden. Bei niedrigeren pH-Werten sind die Bleigehalte sogar höher. Der Grund ist beim höheren Gehalt an organischer Substanz zu suchen.

Tab. 21: Pb ppm in Bachsedimenten (nach geochem. Atlas 1989)

	x	median	max	percentile für	
				10ppm	52ppm
Böhmische Masse	34.0	32.0	955	1.8	91.3
Zentralalpen	29.5	25.0	9000	4.4	94.5

Der Geochemische Atlas der Republik Österreich (1989) bietet die größte bislang vorliegende Datenfülle (knapp 30000 Untersuchungspunkte) als Vergleichsbasis für Schwermetallgehalte im Ausgangsgestein. Die Werte sind allerdings nur bedingt mit den Bodenanalysen der vorliegenden Untersuchung vergleichbar: Sie stammen aus einer wesentlich feineren Kornfraktion von Bachsedimenten (<0.18 mm gegenüber <2 mm bei der vorliegenden Untersuchung) und aus dem (stärkeren) Flußsäure-Aufschluß. Vor allem aber ist auch die Bildung feiner Bachsedimente mit einer gewissen Selektion - Verarmung oder Anreicherung - verbunden. Die Bachsedimentanalysen geben daher nicht unbedingt die Gehalte des Ausgangsgesteines wieder.

Darüber hinaus ist auch zu berücksichtigen, daß auch Bachsedimente mit technogenem Blei kontaminiert sein können. Sie liegen zudem nur für die Kristalline Gebiete, nicht aber das Alpenvorland und die Kalkalpen vor. Die Größenordnung der Ergebnisse sollte aber dennoch vergleichbar sein.

Die vergleichbare Perzentile liegt näher beim Mittelwert als in den Böden, d.h. geringe und überhöhte Gehalte sind seltener als im Boden. Die Daten sind mit den Werten der Nachbarpunkte geglättete Mittel; daher sind Extremwerte auf der Karte des Geochemischen Atlas' seltener.

Die Bachsedimente der Böhmischen Masse sind im Mittel etwas reicher an Blei als jene der Zentralalpen, beide Werte liegen jedoch etwas (5-10 ppm) über den Werten der Gruppe "silikatische Böden" der WBZI (siehe Tabellen 20 und 21).

Die räumlichen Maxima stimmen nur selten, z.B. bei Neuberg a/d Mürz und Laßnitz b. St. Lambrecht mit jenen der geochemischen Karte überein. Die Bleimaxima (in den Gesteinen) der Niederen Tauern und im mittleren Murtal sind in den WBS-Punkten nicht erkennbar; allerdings ist das WBS-Netz sehr weitmaschig und muß derartige Zonen nicht am Punkt treffen.

Der "unbedenkliche" Gehalt von 50 ppm wird in zumindest einer Tiefenstufe des Mineralbodens auf 150 Probeflächen, d. i. 42% der bisher untersuchten Punkte, überschritten; der Richtwert 100 ppm auf 40 Probeflächen bzw. 11%.

Im Auflagehumus sind es 271 Probeflächen, das sind 75 % der untersuchten Flächen bzw. 66 Punkte oder 18 %.

Etwa 75 % dieser Überschreitungen treten auf karbonatischem Ausgangsmaterial auf, wo auch die durchschnittlichen Bleigehalte etwa doppelt so hoch wie auf Silikat sind.

Ferner hängt der Bleigehalt sehr stark vom Gehalt an organischer Substanz ab, den gerade die Bodentypen auf Kalk und Dolomit auch in größerer Tiefe aufweisen, und wodurch große Mengen geogenen Bleis gebunden sind (Abb 20 und 21). Da Blei in hohem Maße an organische Komplexe gebunden wird, zeigen auch die vorliegenden Bleigehalte eine recht enge Korrelation mit dem Humusgehalt (siehe Tabelle 22).

Abbildung 20: Mittlere Bleigehalte der wichtigsten Bodentypen

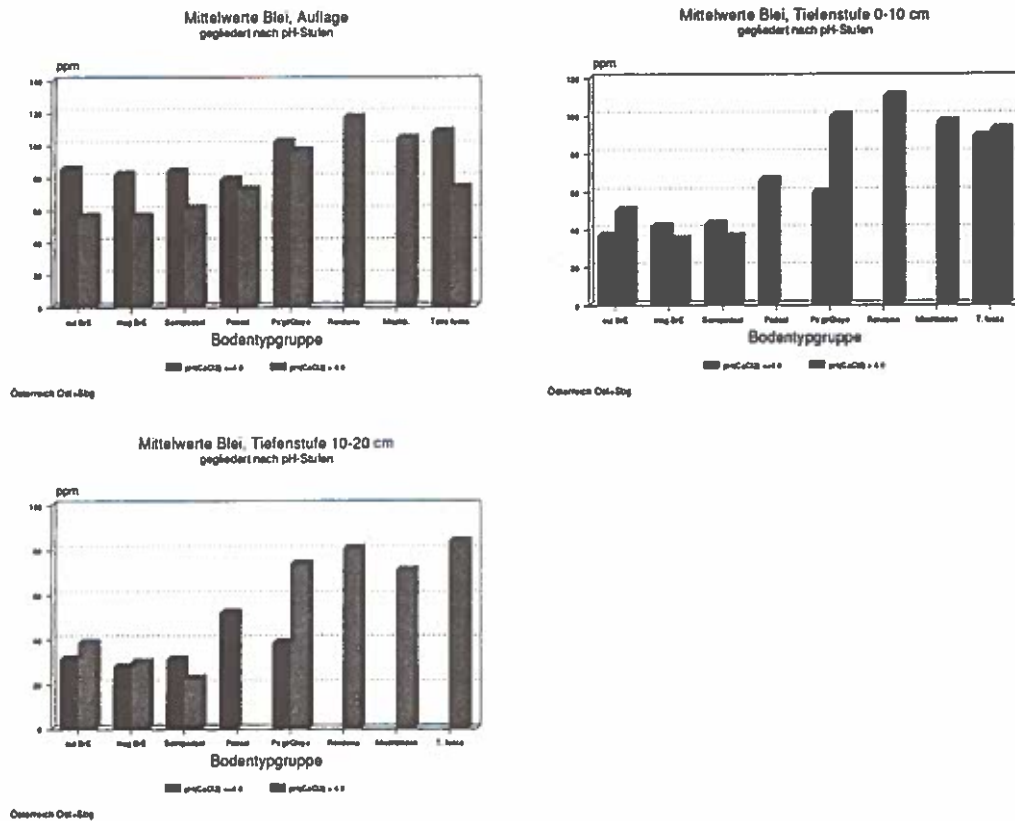
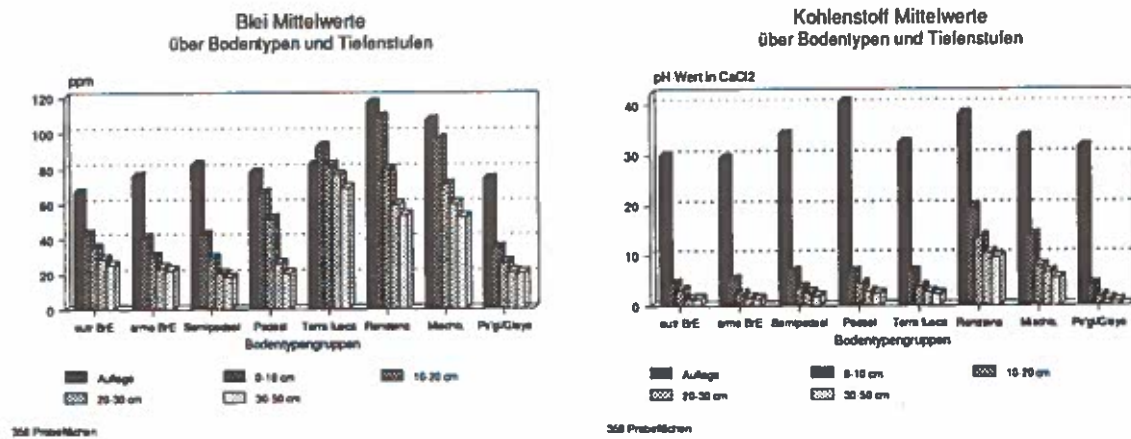


Abbildung 21: Mittlere Kohlenstoffgehalte als Maß für den Humusgehalt.



Aufgrund der obenangeführten Tatsachen wurde versucht, Probeflächen mit erhöhter Bleibelastung auch nach der Überlegung zu isolieren, daß Blei und Zink zwar geochemisch verwandt sind, aber Bleifernimmissionen kaum Zinkimmissionen mit sich bringen.

Tabelle 22: Zusammenhang zwischen Blei und organischer Substanz

			FG	MQ	F
Tiefenstufe 10-20 cm:					
SQY	der Regression	86040.45	1	86040.45	142.98***
SQY	um d. Regression	184739.55	307	601.75	
SQY	total	270780.00	308		
r= 0.5637, B= 0.3177					
Tiefenstufe 30-50 cm:					
SQY	der Regression	30517	1	30517	124.81***
SQY	um d. Regression	71883	294	244.5	
SQY	total	102400	295		
r= 0.5459, B= 0.2980					
Alle Tiefenstufen:					
SQY	der Regression	866088.29	1	866088.29	1027.34***
SQY	umd. Regression	1290668.39	1531	843.02	
SQY	total	2156756.68	1532		
r= 0.6337, B= 0.4016					

Es wurde daher die These aufgestellt, daß oberflächennahe Bleiakкумуляtion bei über die Tiefenstufen gleichbleibender Zinkkonzentration Bleiimmissionen vermuten läßt.

Nach Gruppierung der Probeflächen mittels dieses Kriteriums verblieben 107 Probeflächen, wovon nur 8 auf karbonatischem Ausgangsgestein liegen. Durch diese Abgrenzung mußte ein Großteil der Probeflächen mit den absolut höchsten Bleiwerten als geogen bedingt ausgeschieden werden.

Diese -ausgeschiedenen- Probeflächen zeigen meist das gesamte Bodenprofil betreffende, erhöhte Bleikonzentrationen und sind meist auf karbonatischem Substrat gelegen.

Bei den verbleibenden, oft geogen bleiärmsten Punkten wurde jedoch im Extremfall eine Versiebzehnfachung der Bleigehalte in der Auflage gegenüber der Tiefenstufe 30-50 cm festgestellt.

Etwa ein Viertel dieser Probeflächen, die bleiarne Mineralböden mit Anreicherung im Auflagehumus aufweisen, sind im Bereich der Böhmisches Masse (Wald- und Mühlviertel) gelegen. Kein Mineralboden-Horizont (mit Ausnahme einer Probefläche am Plöckenstein) erreicht hier 50 ppm. Die Werte der untersten Tiefenstufe liegen meist zwischen 10 und 25 ppm und damit merklich unter den Gehalten des Grundgesteins. Stets handelt es sich um stark saure, wenig basengesättigte Böden mit Moder- oder Rohhumusaufgabe mit entsprechend weiten C/N-Verhältnissen und niedrigen V-Werten (C/N >21, V-Wert <38 %).

Die Lage an NW-Hängen in Grenznähe zur CSFR und zum Bayerischen Industriegebiet am Inn, in Bereichen erhöhter Immissionen (Schöneben, Sternstein, Nebelstein, Raum Gmünd-Litschau) spricht für anthropogene Anreicherung.

Profile dieses Typs sind auch in den Zentralalpen verbreitet: Auf insgesamt 68 der bisher analysierten Probestellen überschreitet der Pb-Gehalt in der Auflage 100 ppm; bei 33 davon enthalten die Tiefenstufe 20-30 cm und/oder 30-50 cm weniger als 50 ppm Pb, das sind 9% aller untersuchten Punkte.

Regionale Durchschnittswerte wie im Inntal wurden im Grundnetz bisher (Österreich) nicht erreicht.

3.3.3 Kupfer

Bedeutung

Kupfer ist ein verbreitetes und lebensnotwendiges Schwermetall. Mit seinem Redoxpotential Cu (I)/Cu (II) ist es an vielen Lebensprozessen beteiligt. Die Fähigkeit, leicht Komplexe zu bilden, ermöglicht eine Regulierung des Kupferhaushaltes in Böden und lebenden Organismen und erlaubt die Biosynthese lebensnotwendiger kupferhaltiger Proteine und Enzyme. Infolge dieser Regelmechanismen sind Schädigungen selten; es kann aber vereinzelt zu Mangelercheinungen und Vergiftungen kommen.

Verhalten des Kupfers im Boden

Kupfer kommt im Boden fast ausschließlich in zweiwertiger Form vor. Es ist im Vergleich zu anderen Kationen sehr fest an anorganische und organische Sorptionskomplexe gebunden und ist daher vor allem im Humus und in der Tonfraktion von Sedimenten und Böden angereichert. Die Mobilität des Kupfers beginnt bei einem Boden-pH-Wert von 5.0 und steigt unter $\text{pH} = 3.6$ stark an.

Die toxische Wirkung von Kupfer in der Nahrungskette entspricht vergleichsweise etwa der von Kobalt und Molybdän und ist daher in der Mitte der Schwermetallreihe angesiedelt. Überversorgung mit Kupfer führt vor allem zu Ertragseinbußen im Pflanzenbau (BLUM et al., 1989).

Anthropogene Eintragsquellen

Starke Kupferemissionen treten in der Umgebung von Kupferhütten, kupferverarbeitenden Betrieben und in Ballungsräumen bei Kohleverfeuerung auf. Eine weitere Eintragsquelle sind kupferhaltige Pflanzenschutzmittel. Der anthropogene Bruttoelementeintrag wird von SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL (1989) auf 10-300 g pro Hektar und Jahr geschätzt.

Natürliche Kupfergehalte in Gesteinen und Böden

Böden

SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL(1989) geben für unbelastete Böden Kupferkonzentrationen von 2 - 40 ppm an, FIEDLER et al. (1988) 5 -30 ppm. HUSZ (1987) gibt für die Böden Vorarlbergs einen Mittelwert von 23 ppm an und das Amt der Tiroler Landesregierung (1988) Werte zwischen 10 und 51 ppm. Für den Of-Horizont von Waldböden gibt FIEDLER et al. (1988) Mittelwerte von 51 ppm, für den Ah-Horizont 43 ppm, an.

Gesteine

Tabelle 23 : Kupfergehalte verschiedener Gesteine (nach Roesler et al., 1975; Bayerisches Geologisches Landesamt, 1986)

Basische Magmatite und Metamorphite	10-100 ppm
Amphibolit	13- 90 ppm
Intermediäre Magmatite	5- 35 ppm
Granite, Gneise	1- 20 ppm
Schiefer	10-100 ppm
Sand, Sandstein	10- 20 ppm
Löß	18 ppm
Mergeltone, Tone	24-100 ppm
Reine Kalke	2 ppm
Muschelkalk	65-100 ppm

Ergebnisse

In der Tiefenstufe 30-50 cm wird ziemlich genau der Mittelwert des Geochemischen Atlas' der Republik Österreich erreicht (23,2 ppm), in den allerdings nur die Kupferkonzentrationen der Zentralalpen und der Böhmisches Masse Eingang finden. Der Median des Geochemischen Atlas' liegt mit 21 ppm geringfügig höher als die hier gefundenen.

Trotz der hohen Bindungsfähigkeit von Kupfer an die organische Substanz steigt der Kupfergehalt mit zunehmender Tiefe an. Das läßt Kupferverluste durch Mobilisation in den oberen, im allgemeinen saureren Bodenschichten und Verlagerung sowie Anreicherung in den tieferen, basischeren Bodenschichten vermuten, was im folgenden noch untersucht wird. Diese Erscheinung ist vor allem auf silikatischen Böden zu beobachten (siehe Tabelle 24), während die Kupfer-Mittelwerte auf karbonatischen Böden über alle Tiefenstufen stabil bleiben.

Der Median ist in allen Tiefenstufen kleiner als der Mittelwert, d.h. einige hohe Extremwerte verzerren den Mittelwert.

Erhöhte Cu-Gehalte ($\text{Cu} > 50$ ppm, das entspricht dem 3-fachen Mittelwert) treten auf 22 der 359 bislang ausgewerteten Probestellen auf, und sind auf die Bundesländer Salzburg (Lungau, Pongau) und Steiermark (Niedere Tauern, Alpenostrand) konzentriert (18 von 22 Probestellen). 15 der 22 Probestellen besitzen als Ausgangssubstrat diverse Formen von Schiefer, was geogenen Einfluß aufgrund des relativ hohen natürlichen Kupfergehalts dieses Gesteins als ziemlich sicher erscheinen läßt.

Darüber hinaus stimmen die lokalen Extrema räumlich gut mit denen des Geochemischen Atlas' überein; dies untermauert obige Annahme.

Tabelle 24: Verteilung der Kupfergehalte nach Rangklassen(ppm Cu)";Östösterreich";

	Rangklassen									
Tst.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Gruppe karbonatfreier Böden										
Auflage	9	10	11	12	13	14	16	18	21	57
0- 10	5	7	9	11	14	16	20	24	33	113
10-20	5	7	9	12	15	19	23	29	37	98
20-30	5	8	10	13	17	21	26	31	42	109
30-50	5	9	12	16	20	23	29	34	47	179
Gruppe karbonathaltiger Böden										
Auflage	10	11	12	13	14	15	16	18	22	66
0- 10	10	11	13	14	16	17	19	24	28	132
10-20	9	10	12	15	16	18	21	26	29	142
20-30	8	10	13	15	17	20	23	26	28	139
30-50	8	10	13	16	18	20	23	25	28	153

Tabelle 25: Mittel- und Extremwerte der Kupfergehalte ("Östösterreich")

karbonatfreie Böden

Tiefenstufe	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Auflage	14	13	1	57
0- 10 cm	17	13	2	113
10-20 cm	19	15	1	98
20-30 cm	21	17	1	109
30-50 cm	24	20	1	179

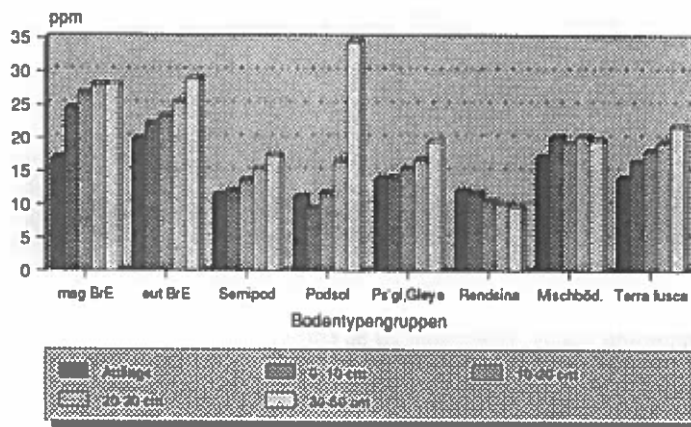
karbonathaltige Böden

Tiefenstufe	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Auflage	16	14	5	66
0- 10 cm	20	16	6	132
10-20 cm	20	16	5	142
20-30 cm	20	17	5	139
30-50 cm	20	18	4	153

Überschreitungen des Grenzwertes von 100 ppm nach KLOKE traten nur auf 4 Probenflächen, d.h. 1,1 % der Probenflächen auf. Akkumulation von Kupfer in der Auflage findet sich nur auf 34 Probenflächen (Konzentration in der Auflage >1.3-mal jene der Tiefenstufe 0 -10 cm). Die durchschnittliche Akkumulation beträgt nur 4.98 +/- 0.32 ppm.

Im Gegensatz dazu erreicht die Auswaschung teilweise beachtliche Werte: Bei mageren Braunerden, Semipodsolen und Podsolen zeigt der Mittelwert der Auflagekonzentration etwa 30-40 % niedrigere Werte als in der Tiefenstufe 20-30 cm (siehe Abbildung 22).

Abbildung 22: Mittlere Kupfergehalte über Tiefenstufen und Bodentypen.



359 Probeflächen, Österreich Ost + Sbg

Diese Erscheinung tritt etwas abgemildert auch bei Pseudogleyen, Gleyen und Terraefuscae auf. Rendzinen und Mischböden zeigen im Gegensatz zu den vorher aufgeführten Bodentypen weder Auswaschung noch einen Tiefengradienten. Die höchste Profildifferenzierung wurde bei der Gruppe der Podsole festgestellt, die in der Tiefenstufe 0-10 cm (hier befindet sich meist auch der Eluvialhorizont) ihren minimalen Kupfergehalt mit 9 ppm aufweisen, im Bs- bzw. Bv- Horizont (30-50 cm) jedoch 34 ppm. Im Vergleich zu Blei ist die Vertikaldifferenzierung von Kupfer in den untersuchten Böden eher gering.

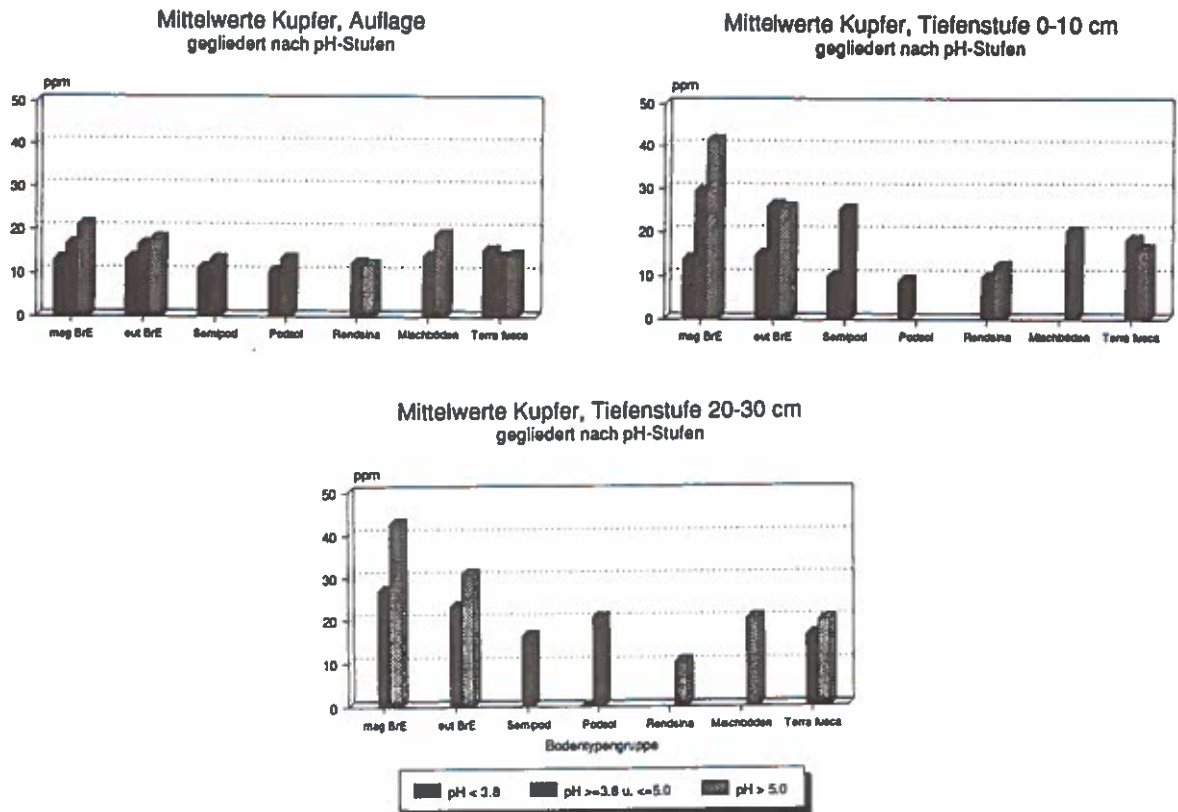
Auch innerhalb der einzelnen Bodentypen zeigen sich die Effekte der Auswaschung: Horizonte mit niedrigeren pH-Werten (<3.6; bzw. <5.0) zeigen fast immer auch niedrigere Kupferkonzentrationen. Am Beispiel der Gruppe der eutrophen Braunerden, die einen relativ weiten pH-Wertbereich umfaßt, läßt sich dies demonstrieren (siehe Abbildung 23): Sowohl in der Auflage als auch in den Tiefenstufen 0-10 und 10-20 cm ist die Kupferkonzentration eutropher Braunerden mit einem pH-Wert kleiner 3.6 bzw. 5.0 zwischen 30 und 45 % (das sind 5-15 ppm) geringer als bei pH-Werten größer 5.0.

Wiederum zeigen sich diese Effekte auch bei mageren Braunerden, Semipodsolen und Podsolen, nicht jedoch bei Rendzinen, Terraefuscae und Mischböden.

Aufgrund dieser Ergebnisse lag es nahe zu untersuchen, ob es zu Kupfermangel in Böden kommt; dieser wird hier mit einem Gehalt ≤ 7 ppm definiert. Dies trifft in allen Tiefenstufe bei 59 % der Probeflächen auf Granit, 9 % der Probeflächen auf Gneis und 7 % der Probeflächen auf Sandstein, insgesamt auf 78 Probeflächen von 359, zu (siehe Abbildung 24.).

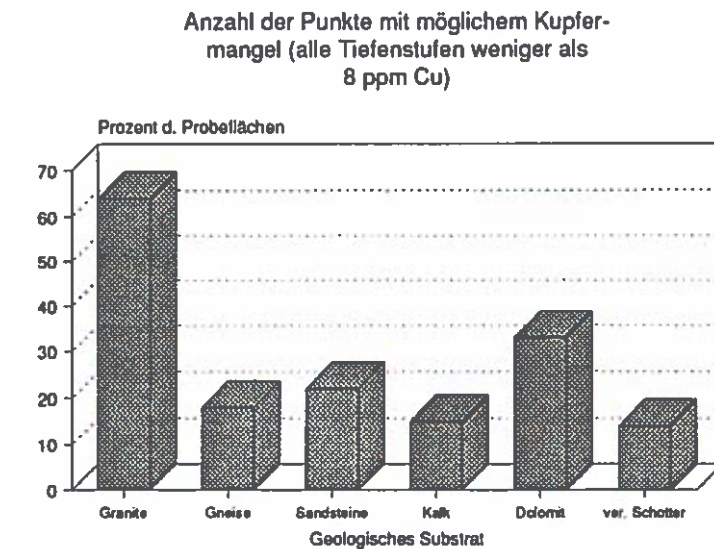
Nicht unerwartet war daher auch die Konzentration dieser Flächen auf die Bodentypen Podsol, Semipodsol und mageren Braunerden (Abbildung 25). Niedrige pH-Werte im Boden und geringe Kupferkonzentrationen im Gestein dürften hier zusammenwirken.

Abbildung 23: Mittlere Kupfergehalte der Böden in verschiedenen pH-Stufen.



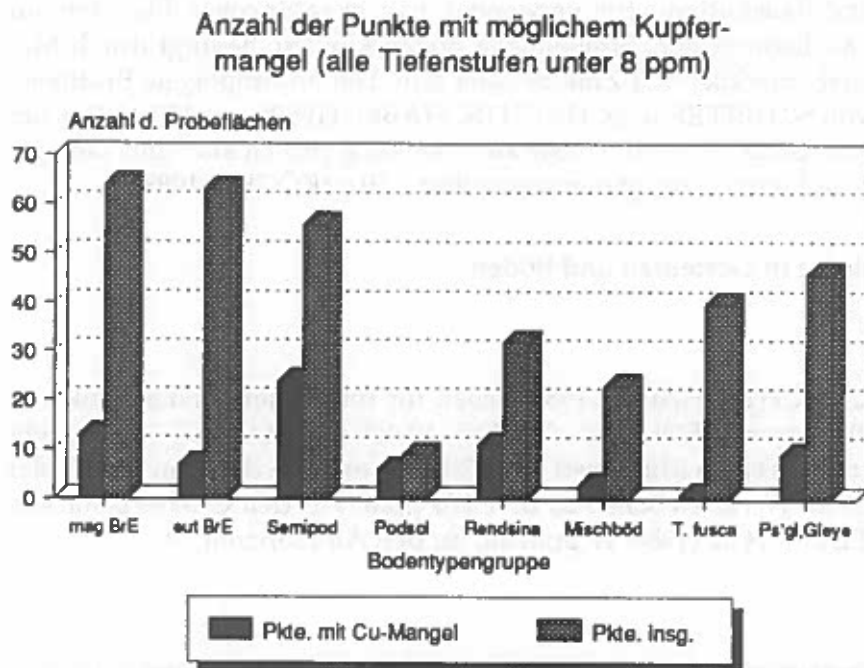
Österreich Ost + Salzburg

Abbildung 24: Kupfermangel in Abhängigkeit von Gesteinen



Österreich Ost + Salzburg

Abbildung 25: Kupfermangel in Abhängigkeit von Bodentypen



Österreich Ost + Salzburg, 359 Pkte.

3.3.4 Zink

Bedeutung

Zink ist ein essentielles Spurenelement, das vor allem für enzymatische Prozesse von Bedeutung ist.

Verhalten des Zink im Boden

Zink geht stabile, sorptive Bindungen mit der organischen Substanz ein, adsorbiert an Al-, Fe- und Mn-Oxiden und liegt im Boden meist in silikatischer Bindung vor. Die Mobilität von Zink ist hoch und beginnt bereits bei einem Boden-pH-Wert von <6.2 und steigt unter pH = 3.8 stark an. Die toxische Wirkung von Zink ist im Vergleich zu den meisten anderen Schwermetallen relativ gering. Giftig sind vor allem seine Begleitelemente Cadmium und Blei. Hohe pH-Werte sowie hohe Kupfer- und Phosphatgehalte können die Zinkaufnahme behindern (STUCKENHOLTZ et al., 1966).

Anthropogene Eintragsquellen

Zinkemissionen treten meist nur emittentennahe auf. Zink wird als Korrosionsschutz v.a. in der Auto- und Baustoffindustrie verwendet, tritt in zahlreichen Bioziden auf und findet sich in Müllkomposten. Straßennahe Böden können, bedingt durch Motoröl und Reifenabrieb, merklich mit Zink belastet sein. Der anthropogene Bruttoelementeintrag wird von SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL (1989), auf 100-1600 g pro Hektar und Jahr, von GREFEN et al. (1984) auf 700-800 g pro Hektar und Jahr geschätzt. Der natürliche Eintrag beträgt demgegenüber 1-50 g (KÖCHL, 1988).

Natürliche Zinkgehalte in Gesteinen und Böden

Böden:

SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989, geben für unbelastete Böden Zinkkonzentrationen von 10-80 ppm, FIEDLER et al. (1988), 10-100 ppm an. HUSZ (1987) gibt für die Böden Vorarlbergs einen Mittelwert von 120 ppm an, und das Amt der Tiroler Landesregierung (1988) Werte zwischen 28 und 170 ppm. Für den Oh-Horizont von Waldböden gibt FIEDLER et al. (1988) 97 ppm an, für den Ah-Horizont 50.

Gesteine:

Tabelle 26 : Zinkgehalte verschiedener Gesteine (nach ROESLER et al., 1975; Bayerisches Geologisches Landesamt, 1986)

Basische Magmatite und Metamorphite	30-130 ppm
Intermediäre Magmatite	70-130 ppm
Granite, Gneise	45- 75 ppm
Schiefer	6-150 ppm
Sand, Sandstein	16- 35 ppm
Löß	60 ppm
Mergeltone, Tone	29-100 ppm
Reine Kalke	5 ppm

Ergebnisse

Die Mittelwerte für Zink liegen mit 65 (karbonatfreie Böden) bzw. 83 ppm (karbonatbeeinflusste Böden unter jenen des Geochemischen Atlas' mit 87 ppm. Auch der Median des Geochemischen Atlas' liegt mit 80 ppm höher. Median und Mittelwerte liegen bei der Waldbodenzustandsinventur relativ eng beisammen, d.h. Extremwerte sind selten und liegen nicht wesentlich über dem Schnitt.

Ähnlich wie bei Kupfer sind die Zinkgehalte von karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden deutlich verschieden. Im obersten Mineralboden sind die Gehalte auf Karbonat fast doppelt so hoch als auf Silikat, in den folgenden Tiefenstufen um etwa 50 %. Während die Maximalwerte von Zink relativ substratunabhängig erscheinen, differieren die Minima beträchtlich: Sie sind auf karbonatischem Gestein etwa 5-6 mal so hoch wie auf silikatischem. Der Einfluß des pH-Wertes ist hier der entscheidende Faktor.

Die regionalen Maxima sind laut Geochemischem Atlas in den Bezirken Stainach, Graz und Neunkirchen konzentriert. Relativ hohe Werte (250 ppm d.i. 3 * Mittelwert) finden sich nur auf 4 Probestellen von 359 (1,1 %), von denen 3 auf Kalk liegen. Ein räumlicher Vergleich mit dem Geochemischen Atlas ist damit nicht möglich. 3 Probestellen weisen Werte über denen des Grenzwerts von KLOKE, 300 ppm, auf.

Zinkakkumulation in der Auflage tritt relativ häufig auf: Auf 130 Punkten ist die Zinkkonzentration in der Auflage mehr als 1,5 mal höher als in der Tiefenstufe 0-10 cm, auf 60 Probestellen mehr als doppelt so hoch und auf 22 Probestellen 3 mal so hoch.

Dies ist recht erstaunlich, da Zink einerseits etwas mobiler als Kupfer ist, andererseits eine enge Bindung an den Gehalt an organischer Substanz nicht nachgewiesen werden konnte.

Tabelle 27: Verteilung der Zink-Gehalte nach Rangklassen, in ppm, "Österreich"

Rangklasse

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Gruppe karbonatfreier Böden										
Auflage	47	52	58	63	68	75	84	94	111	310
0- 10	22	30	37	44	50	56	66	81	101	415
10-20	22	32	38	47	54	60	69	80	99	445
20-30	26	37	44	48	56	65	71	81	99	300
30-50	28	42	48	56	61	67	76	83	104	295
Gruppe karbonathaltige Böden										
Auflage	68	85	94	105	116	127	152	165	190	240
0- 10	62	74	84	90	102	110	131	153	223	445
10-20	39	58	63	75	79	90	107	124	170	460
20-30	31	54	64	69	75	79	95	108	144	529
30-50	28	43	50	57	64	71	82	105	150	465

Tabelle 28: Mittel- und Extremwerte der Zinkgehalte (in ppm, "Österreich")

karbonatfreie Böden

Tiefenstufe	Mittelwerte	Median	Minimum	Maximum
Auflage	77	68	31	310
0- 10 cm	59	50	7	415
10-20 cm	60	54	4	445
20-30 cm	62	55	4	300
30-50 cm	65	60	3	295

karbonathaltige Böden

Auflage	125	116	46	240
0- 10 cm	119	102	32	445
10-20 cm	99	78	27	460
20-30 cm	93	75	26	529
30-50 cm	83	63	18	465

Gleichzeitig tritt jedoch auch Zinkauswaschung auf: Die Mittelwerte der Semipodsole, mageren und eutrophen Braunerden, die einen pH-Wert unter 4.0 aufweisen, liegen 15 bis 45 % unter denen derselben Bodentypen, die einen höheren pH-Wert als 4.0 aufweisen (Abb. 26). Diese Effekte treten jedoch nur punktuell auf: Bei mageren und eutrophen Braunerden zeigen die Zinkmittelwerte über die einzelnen Tiefenstufen lediglich eine leichte Erhöhung der Zinkwerte in der Auflage, dann einen statischen Verlauf über das Profil. Bei Semipodsolen und Podsolen jedoch zeigt sich die Auswaschung recht deutlich in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-20 cm. Die Böden auf Karbonatgestein zeigen durchwegs eine Konzentrationsabnahme mit zunehmender Tiefe.

Wie bei Kupfer konnte, wenn auch in wesentlich abgeschwächter Form, möglicher Zinkmangel (mehr als 2 Tiefenstufen mit einer Konzentration unter 20 ppm Zn) festgestellt werden. Dies betrifft vor allem den Bodentyp Podsol (6 von 9 Probeflächen) und in abgeschwächter Form den Semipodsol (Abb. 27). Zinkmangel tritt bei allen anderen Bodentypen nur in verschwindend wenigen Fällen auf.

Abbildung 26: Mittlere Zinkgehalte der einzelnen Bodentypen

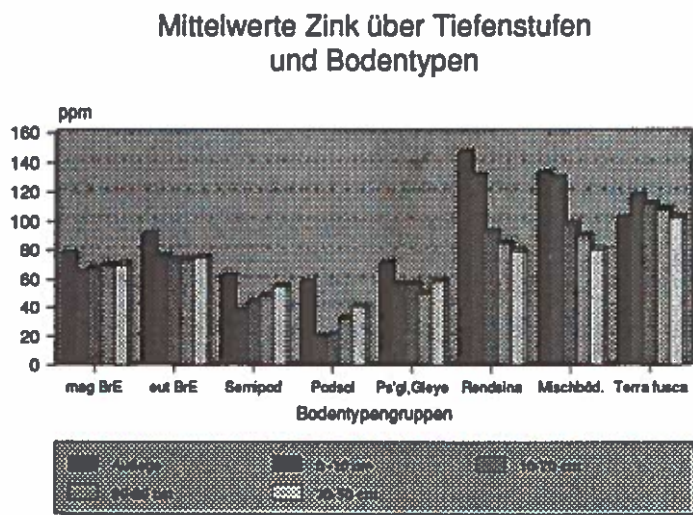
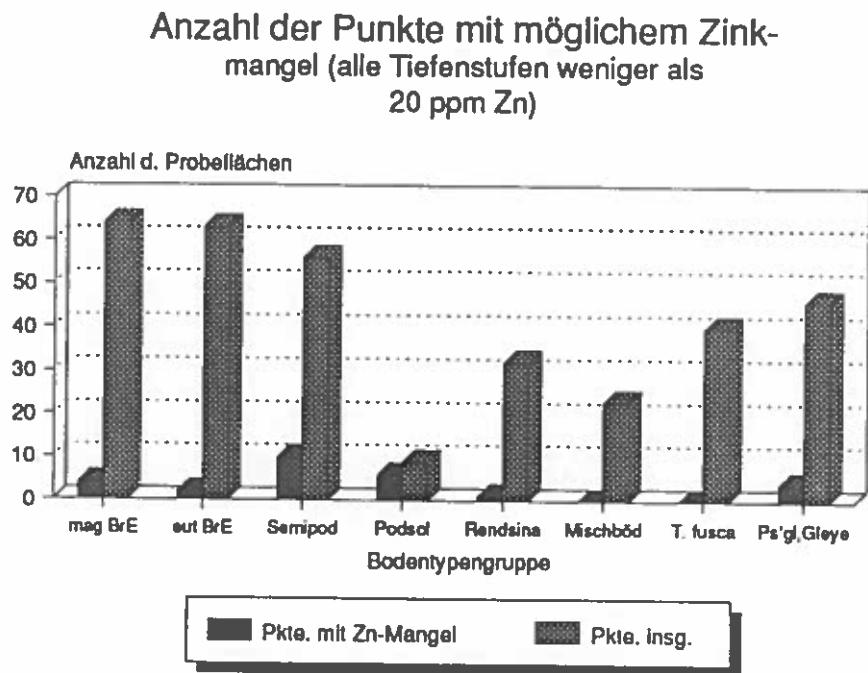
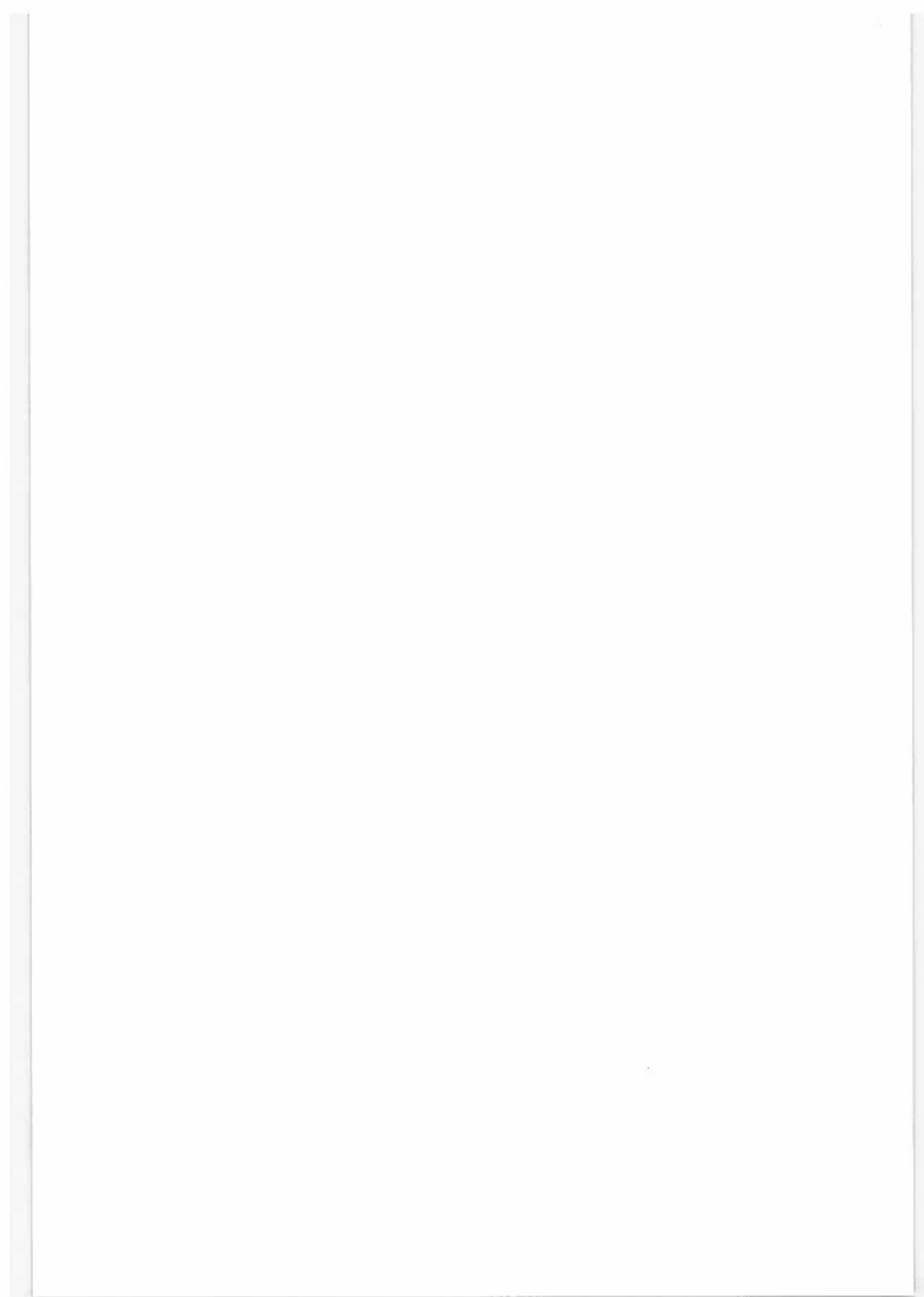


Abbildung 27: Zinkmangel in Abhängigkeit von Bodentypen



Österreich Ost + Salzburg, 359 Probefl.



4 AUSBLICK

In diesem Zwischenbericht wurden die Ergebnisse einiger untersuchter Parameter diskutiert. Sie sollen gewissermaßen als Beispiel für eine spätere Gesamtdarstellung stehen. Vor allem konnten von den Probeflächen der westlichen Bundesländer noch nicht alle Analysendaten berücksichtigt werden, da diese selbst soeben erst fertiggestellt wurden.

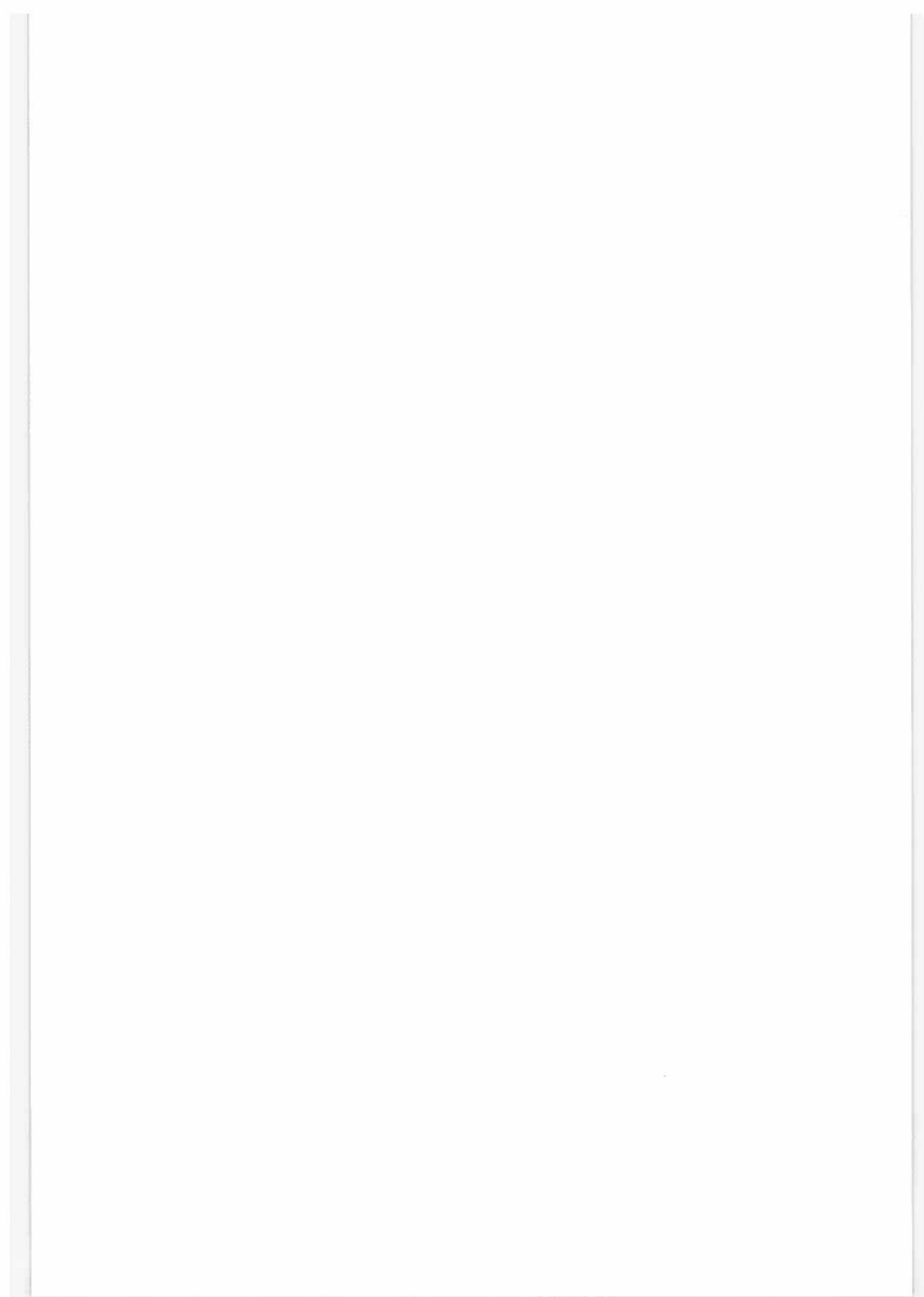
Aus diesem Grund muß auch die Darstellung der Ergebnisse in Kartenform - wegen der hohen Druckkosten - der endgültigen Präsentation vorbehalten bleiben. Wie die bisher geplotteten, z.T. noch unvollständigen Karten bereits erkennen lassen, kommen darin trotz der relativ geringen Zahl der Probeflächen, welche für eine flächenrepräsentative Aussage bei weitem nicht ausreicht, deutliche regionale Zusammenhänge zum Ausdruck. Auf die kartenmäßige Darstellung wird daher großer Wert zu legen sein.

Eine komplexe Auswertung nach aufwendigeren mathematischen Ansätzen läßt zu manchen Einzelfragen, z.B. der anthropogenen Herkunft von Schadstoffen im Boden, schärfere Aussagen erwarten. Die Fülle der bodenanalytischen Daten wird erst durch eine Verdichtung auf wenige, übersichtliche Zahlen für Vergleiche zugänglich. Mathematische Modelle dazu wurden bereits erprobt.

Vor allem fehlt noch die Interpretation der Vegetationskunde. Die exakten vegetationskundlichen Aufnahmen dienen in erster Linie der Beweissicherung für spätere Vergleiche mit Wiederholungsaufnahmen. Es sind aber schon jetzt - z.B. über ökologische Zeigerwerte - wertvolle Interpretationen möglich. Auch dazu stehen eine Reihe aufwendiger Rechenmodelle bzw. Programme zu Verfügung. Sie sollen insbesondere einer Verknüpfung mit den Analysendaten und den deskriptiven Boden- und Standortmerkmalen dienen.

Ein weiterer - und für das gesamte WBS wesentlicher - Schritt wird schließlich die Verknüpfung der WBZI mit der Erhebung des Bestandeszustandes, mit Nadelanalysen und den Sondererhebungen des WBS sein. In diesem Zusammenhang sind auch noch bodenkundlich-standortkundliche Sonderhebungen und weitere Analysen vorgesehen - v.a. auf umweltrelevante Anionen im Boden und Hauptnährelemente und Schwermetalle in Zeigerpflanzen - oder bereits begonnen.

Bessere Einblicke in die Dynamik des Bodenzustandes werden schließlich die periodischen Wiederholungsaufnahmen in späteren Jahren geben.



LITERATUR

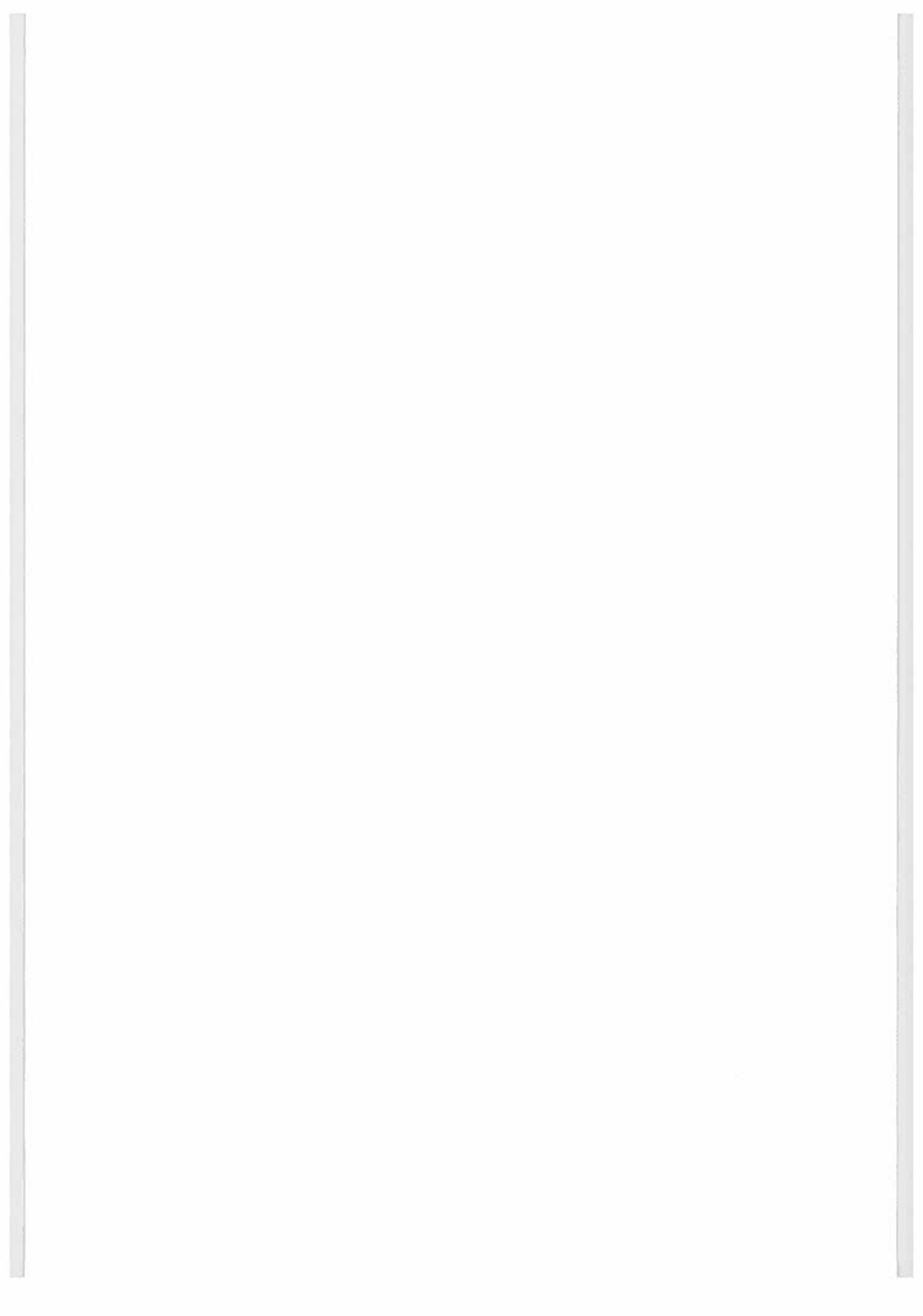
- AMT d. Tiroler Landesregierung, 1988: Bericht über den Zustand der Tiroler Böden, Bodenkataster, Innsbruck.
- BAYR. GEOLOG. LANDESAMT, 1987: Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. GLA Fachberichte 2.
- BLUM, W.E.H., DANNEBERG O.H., GLATZEL G., GRALL H., KILIAN W., MUTSCH F., STÖHR D., 1986: Waldbodenuntersuchung, Geländeaufnahme, Probennahme, Analyse. Österr. Bodenk. Gesellschaft, AG Waldbodenuntersuchung, Wien 59 Seiten.
- BLUM, W.E.H. et al., 1989: Bodenschutzkonzeption, Areitsgr. Bodenschutz der Österr. Bodenkundlichen Gesellschaft, Wien 1989
- ELLENBERG, H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas (2. Aufl.). - Scripta Geobot. 9: 1-122.
- FIEDLER H.J. und ROESLER, H.J., 1988: Spurenelemente in der Umwelt, F-Enke-Verlag, Stuttgart.
- GEOCHEM. ATLAS d. REPUBLIK ÖSTERR., 1989, Geolog. Bdesanst., Wien, F. Thalmann.
- GLATZEL, G., 1988: Waldbodenzustand und Waldbodensanierung. FIW- Symposium 1988. Waldsterben in Österreich. Theorien, Tendenzen, Therapien. Hrg.: E. Führer, F. Neuhuber. Wien, 1988.
- GREFEN, K., J. et al. 1984: Ermittlung, Bewertung und Beurteilung der Emissionen und Immissionen umweltgefährdender Schwermetalle und weiterer persistenter Stoffe. Grundsatzstudie im Auftrag des Bundesministers des Inneren und des Umweltbundesamtes, - VDI Stuttgart.
- v. HOOK et al., 1977: Cadmium, lead and zinc distributions and cycling in a mixed deciduous forest, Ambio, 6, 281-286.
- HUSZ, G., 1986: Lebensraum Vorarlberg, Bodenzustandserhebung Vorarlberg 1986, Bd., 2, Bregenz.
- KAUPPI, P. et al., 1985: Acidification of Forest Soils: A Model for Analyzing Impacts of Acidic Deposition in Europe, Version II, Cooperative Papers, IIASA, Laxenburg, Austria, 28pp.
- KILIAN, W., MAJER, C., 1990: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Anleitung zur Feldarbeit und Probennahme. - Berichte d. FBVA, 58 pp.
- KLOKE, A., 1972: Zur Anreicherung von Cadmium in Böden und Pflanzen; Law. Forschg., 25, 200-206.
- KLOKE, A., 1980: Richtwerte '80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturboden. Mitt. VDLUFA, H. 1-3, S. 9-11.
- KLOKE, A., 1989: Vorschlag für ein "Drei-Bereiche-System" zur Bewertung der Schadstoffbelastung in Böden. In: Rosenkranz/Einsele/Harreß (Herausg.) "Bodenschutz"; Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, S 3590 ff.
- KÖCHL, A., 1987: Die Belastung der Böden des Marchfeldes mit Schadstoffen. In: Bodenschutz und Wasserwirtschaft - Fachtagung ÖGNUM, EGM, NÖ ABB.
- KÖCHL, A., 1988: Belastungen aus der Landwirtschaft. Wr. Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer 75, 59-62.
- KOEPPE, D.E., 1977: The uptake distribution and effect of cadmium and lead in plants. Sci. Total Environm., 7, 197-206.
- LANDOLT, E., 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. - Veröff. Geobot. Inst. Rübel, ETH Zürich, 64: 1-208.
- MAYER, H., 1974: Wälder des Ostalpenraumes. Fischer Vlg., Stuttgart, New York, 344 pp.
- SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL et.al., 1984: Lehrbuch der Bodenkunde, 11. Auflage, Verlag F.Enke, 1984 Stuttgart.
- SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL et.al., 1989: Lehrbuch der Bodenkunde, Verlag F.Enke, Stuttgart.

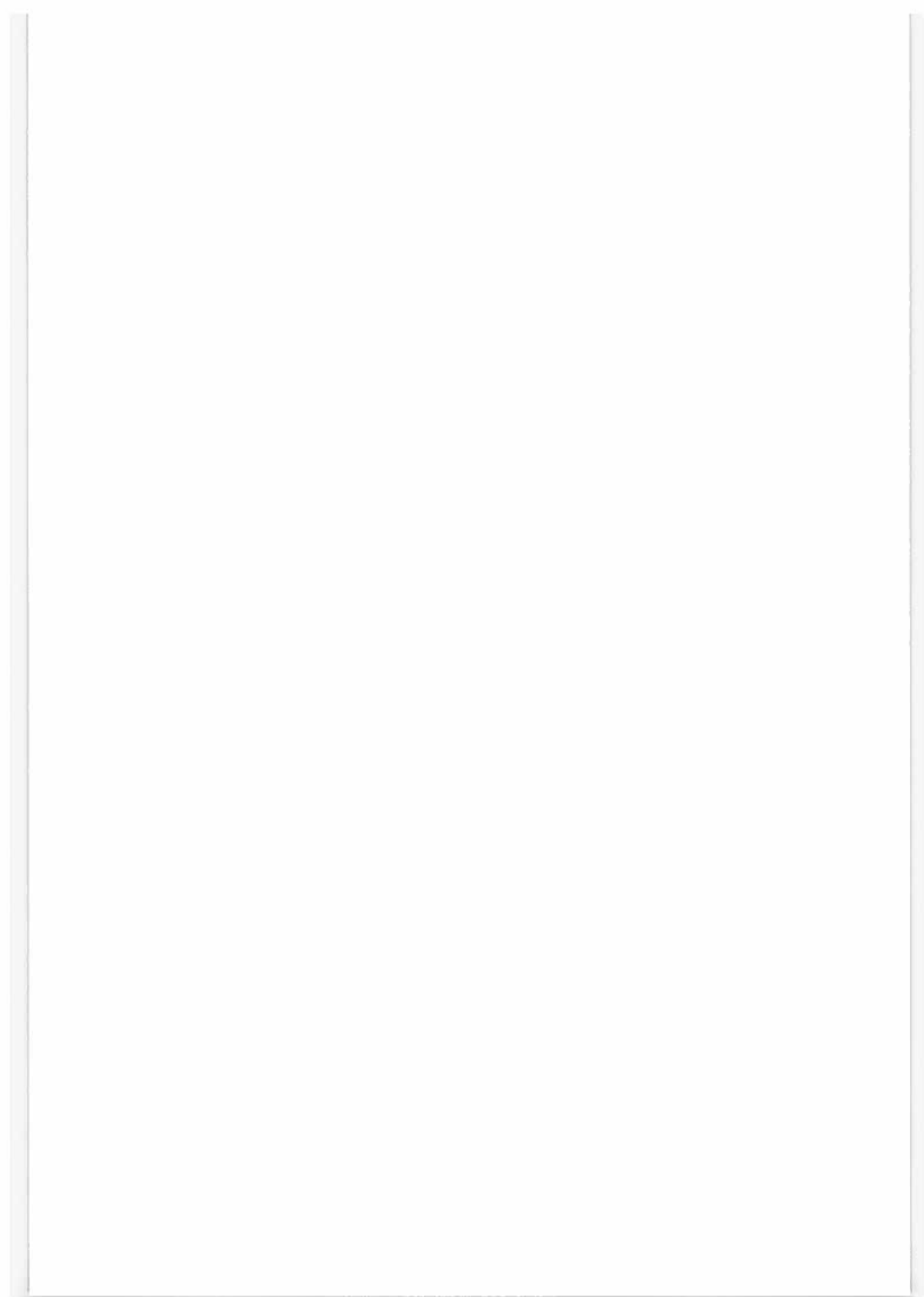
- SOÓ, R., 1980: A Magyar Flora Es Vegetacio Rendszertani- Növényföldrajzi Kezikönyve, VI, Akad. Kiado, Budapest
- STÖHR D., 1984: **Waldbodenversauerung in Österreich** Forschungsbericht ÖFV, Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Wien, Univ. f. Bodenkultur, 165.
- STÖHR, D., 1989: Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1988, Amt der Tiroler Landesregierung, Bodenkataster, Innsbruck, 198.
- STUCKENHOLTZ, D. D. et al., 1966: On the mechanism of phosphorus-zinc interaction in corn nutrition. Soil Sci. Soc. Amer. Proc.30, 759-763.
- ULRICH, B., 1983: Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß des "sauren Regens". Allgem. Forstzeitschr. 26/27: 670-677.
- ULRICH, B., 1986: Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstw. CBL 105, 421-435.
- ZUKRIGL, K., 1973: Montane und subalpine Waldgesellschaften im Alpenostrandgebiet unter mitteleuropäischem, pannonischem und illyrischem Einfluß. Mitt. FBVA-Schönbrunn (Habilitationsschrift Universität f. Bodenkultur, Wien).

FBVA-BERICHTE
Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt
Wien

- | | | | |
|------|---|--|--------|
| 1988 | 31 | Kilian, Walter: Düngungsversuche zur Revitalisierung geschädigter Fichtenbestände am Ostrong.
Preis ÖS 50.-- | 50 S. |
| 1988 | 32 | Smidt, Stefan; Glattes, Friedl; Leitner, Johann: Höhenprofil Zillertal, Meßbericht 1987.
Preis ÖS 250.-- | 234 S. |
| 1988 | 33 | Enk, Hans: 10 Jahre Kostenuntersuchung bei Tiroler Agrargemeinschaften und Gemeindewäldern.
Preis ÖS 130.-- | 124 S. |
| 1988 | 34 | Krehan, Hannes: Forstpathologische Sondererhebungen im Rahmen der Österreichischen Waldzustandsinventur 1984-1988. Teil II: Fichtenbestände im Ausserfern (Tirol) und im grenznahen Gebiet des Mühl- und Waldviertels.
Preis ÖS 60.-- | 60 S. |
| 1988 | 35 | Schaffhauser, Horst: Lawinenereignisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1986/87.
Preis ÖS 140.-- | 138 S. |
| 1989 | 36 | Beiträge zur Wildbacherosions- und Lawinenforschung (8). IUFRO-Fachgruppe S1.04-00. Vorbeugung und Kontrolle von Wildbacherosion, Hochwässer und Muren, Schneeschäden und Lawinen.
Preis ÖS 130.-- | 128 S. |
| 1989 | 37 | Rachoy, Werner; Exner, Robert: Erhaltung und Verjüngung von Hochlagenbeständen.
Preis ÖS 100.-- | 100 S. |
| 1989 | 38 | Merwald, Ingo: Lawinenereignisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1982/83, 1983/84.
Preis ÖS 100.-- | 92 S. |
| 1989 | Sonderheft:
Schneider, Werner: Verfahren, Möglichkeiten und Grenzen der Fernerkundung für die Inventur des Waldzustandes.
Preis ÖS 200.-- | | 118 S. |
| 1989 | 39 | Krehan, Hannes: Das Tannensterben in Europa. Eine Literaturstudie mit kritischer Stellungnahme.
Preis ÖS 60.-- | 58 S. |
| 1989 | 40 | Krissl, Wolfgang; Müller, Ferdinand: Waldbauliche Bewirtschaftungsrichtlinien für das Eichen-Mittelwaldgebiet Österreichs.
Preis ÖS 140.-- | 134 S. |

- 1990 41 Killian, Herbert: Bibliographie zur Geschichte von Kloster, Forstlehranstalt und Forstlicher Versuchsanstalt Mariabrunn - Schönbrunn.
Preis ÖS 165.-- 162 S.
- 1990 42 Jeglitsch, Friedrich: Wildbachereignisse in Österreich 1974 - 1976 und Kurzfassung der Wildbachereignisse in Österreich in den Jahren 1974 - 1987.
Preis ÖS 100.-- 98 S.
- 1990 43 Beiträge zur Wildbacherosions- und Lawinenforschung (9). IUFRO-Fachgruppe S1.04-00. Vorbeugung und Kontrolle von Wildbacherosion, Hochwässer und Muren, Schneeschäden und Lawinen.
Preis ÖS 80.-- 80 S.
- 1990 44 Smidt, Stefan; Herman, Friedl; Leitner, Johann: Höhenprofil Zillertal. Meßbericht 1988. Luftschadstoffmessungen, Meteorologische Daten, Niederschlagsanalysen.
Preis ÖS 35.-- 33 S.
- 1990 44a Smidt, Stefan; Herman, Friedl; Leitner, Johann: Höhenprofil Zillertal. Meßbericht 1988 (Anhang). Luftschadstoffmessungen, Meteorologische Daten, Niederschlagsanalysen.
Preis ÖS 280.-- 230 S.
- 1990 Sonderheft:
Kilian, Walter; Majer, Christoph: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Anleitung zur Feldarbeit und Probenahme.
Preis ÖS 70.-- 58 S.
- 1990 45 Neumann, Markus; Schadauer, Klemens: Waldzustandsinventur. Methodische Überlegungen und Detailauswertungen.
Preis ÖS 90.-- 88 S.
- 1990 46 Zusammenkunft der Deutschsprachigen Arbeitswissenschaftlichen und Forsttechnischen Institute und Forschungsanstalten. Bericht über die 18. Zusammenkunft vom 18.-20. April 1990.
Preis ÖS 340.-- 286 S.
- 1991 47 Smidt, Stefan: Beurteilung von Ozonmessdaten aus Oberösterreich und Tirol nach verschiedenen Luftqualitätskriterien.
Preis ÖS 90.-- 87 S.
- 1991 48 Englisch, Michael; Kilian, Walter; Mutsch, Franz: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Erste Ergebnisse.
Preis ÖS 80.-- 75 S.





WALDBODENZUSTANDSINVENTUR

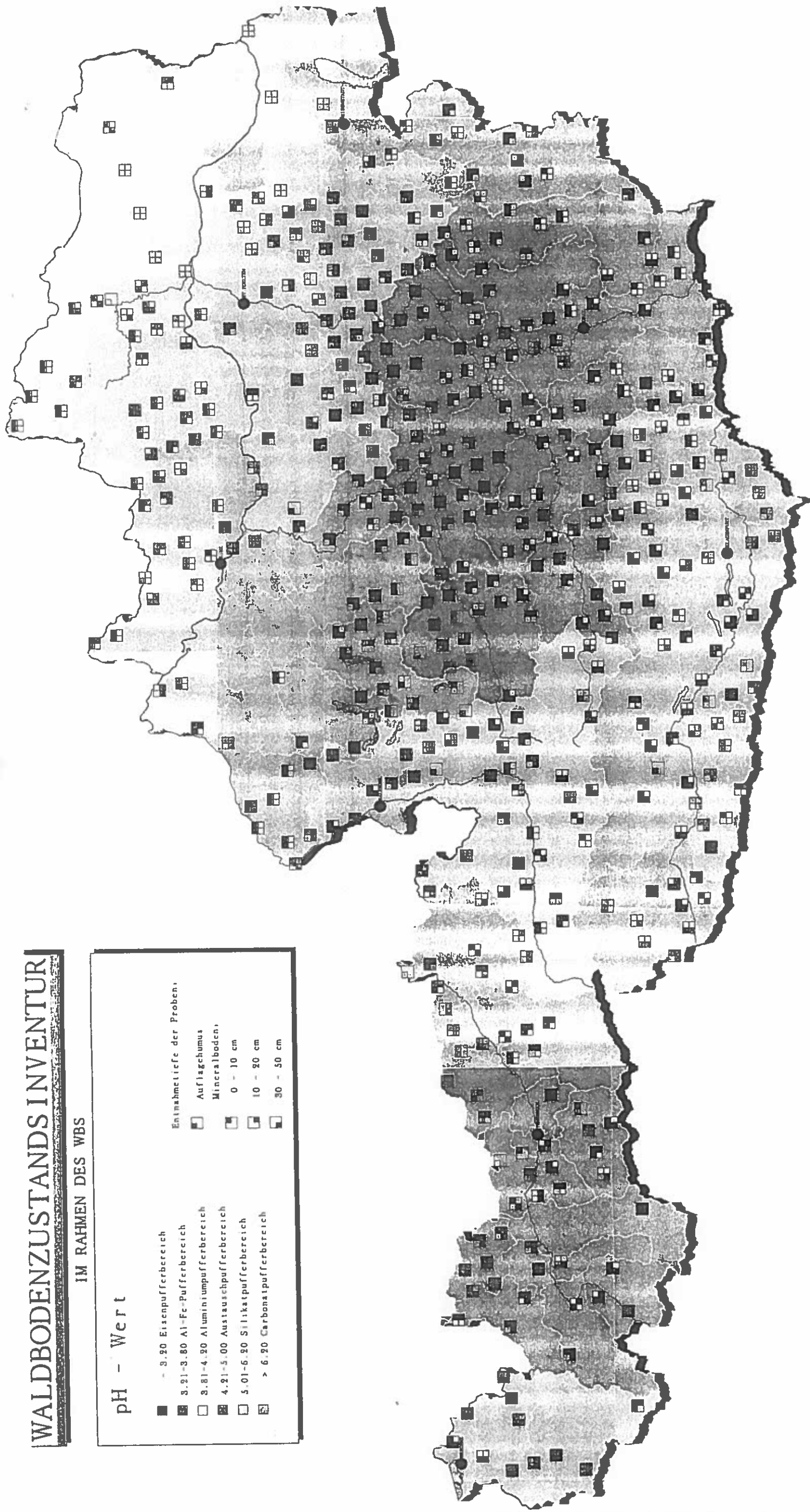
IM RAHMEN DES WBS

pH - Wert

- - 3.20 Eisenpufferbereich
- 3.21-3.80 Al-Fe-Pufferbereich
- 3.81-4.20 Aluminiumpufferbereich
- 4.21-5.00 Austauschpufferbereich
- 5.01-6.20 Silikatpufferbereich
- > 6.20 Carbonatpufferbereich

Entnahmetiefe der Proben:

- Auflagehumus
- Mineralboden, 0 - 10 cm
- 10 - 20 cm
- 30 - 50 cm



ÖSTERREICH
1:750 000



FORSTLICHE
BUNDESVERSUCHSANSTALT
WIEN
Inst. fuer Standortskunde